

## **Siedlungsdichte und Beutespektrum des Habichts *Accipiter gentilis* im Nordschwarzwald: Eine Zusammenfassung des Wissensstandes**

*Florian Straub, Ulrich Dorka und Ilse Storch*

---

### **Zusammenfassung**

Der Habicht *Accipiter gentilis* wird im Schwarzwald als potenzielle Gefahr für das vom Aussterben bedrohte Auerhuhn *Tetrao urogallus* gesehen, obwohl der Kenntnisstand über derartige Zusammenhänge gering ist. Entsprechend wird der Einfluss des Habichts auf die Auerhuhnpopulation, weitgehend auf Basis von nicht näher überprüften Annahmen und Vorurteilen, kontrovers diskutiert. Im Aktionsplan Auerhuhn (Suchant & Braunisch 2008) wird folgerichtig zur Versachlichung der Diskussion ein dringlicher Forschungsbedarf zum Habicht und dessen Einfluss auf die Auerhuhn-Population festgestellt.

Aufgabe dieser Studie war es, bestehendes Wissen zum Habicht im Schwarzwald zusammenzutragen, zu sichten und zu analysieren. Ziel war es, einen Überblick über die Verteilung der Habichtpopulation auf Landschaftsebene bereitzustellen und Grundlagen für vertiefende Untersuchungen zum Prädationseinfluss des Habichts zu legen. Die Studie basiert auf 270 zufälligen direkten und indirekten Habichtnachweisen aus dem Nordschwarzwald aus den Jahren 1970-2009, die von >30 verschiedenen Beobachtern zur Verfügung gestellt wurden. Die ausgewerteten Daten entstammen überwiegend dem ehrenamtlichen und privaten Monitoring von Eulen und Spechten in den Hochlagen des Schwarzwalds; systematische Erhebungen zum Habicht liegen nicht vor.

Die direkten Beobachtungen wurden den Verhaltenskategorien „Revierverhalten“, „Jagd“ und „Sonstige“ zugeordnet. Indirekte Nachweise umfassten Horste, Mauserfedern und Ruffungen. Die Daten wurden in einem Geografischen Informationssystem (GIS) dargestellt und analysiert. Aus der Verteilung von Bruthinweisen wurden mithilfe aus der Literatur abgeleiteter Annahmen hypothetische „Revierzentren“ abgegrenzt. Auf dieser Basis konnte die Siedlungsdichte aktuell auf 3,3 Brutpaare pro 100 km<sup>2</sup> geschätzt. Die Revierzentren sind bei einem mittleren Abstand von  $2,6 \pm 1,1$  km homogen über die Landschaft verteilt. Allerdings ist für das Untersuchungsgebiet der andernorts sehr hohe Nichtbrüter-Anteil unbekannt. Übernimmt man Angaben aus Schweden, so errechnet sich unter Einbeziehung der Nichtbrüter eine Abundanz von 16 Habichten pro 100 km<sup>2</sup>.

Die Habichtpopulation im Nordschwarzwald hat seit 1970 deutlich zugenommen. Der Anstieg der Siedlungsdichte verlief von 0,2 Brutpaaren pro 100 km<sup>2</sup> (1970-1979) auf 0,8 Brutpaare pro 100 km<sup>2</sup> (1980-1989) und erreichte mit 3,3 Brutpaaren pro 100 km<sup>2</sup> (1990-1999) ein auch für den Zeitraum 2000-2009 konstantes Niveau. Die Zunahme lässt sich durch den Rückgang der Biozidbelastung und die Einführung der ganzjährigen Schonzeit für den Habicht seit den 1970er Jahren erklären. Die auffälligen Fluktuationen der Habichtpopulation könnten auf eine numerische Reaktion des Habichts auf den Populationsanstieg des Eichhörnchens in Fichten-vollmastjahren hinweisen. Eine Präferenz bestimmter Landschaftsräume im Nordschwarzwald ist aus den vorliegenden Daten nicht ableitbar. Es ist vielmehr von einer flächigen Besiedlung der bewaldeten Gebiete auszugehen.

Im Schwarzwald sind 19 Vogelarten als Habichtbeute nachgewiesen; der Säugeranteil im Beutespektrum ist unbekannt. Vögel ab Drosselgröße werden präferiert; das mittlere Beutegewicht beträgt 441 g. Tauben machen 45% der Beutetiere aus, gefolgt von Rabenvögeln (17%), Drosseln (14%) und Spechten (11%). Unter den 100 nachgewiesenen Beutetieren waren drei Auerhühner (3%). Der Einfluss des Habichts auf die Auerhuhnpopulation im Schwarzwald wird diskutiert.

---

### ***Population density and prey spectrum of Goshawk *Accipiter gentilis* in the Northern Black Forest: A summary of the current state of knowledge***

The Goshawk *Accipiter gentilis* is considered a potential threat to the nearly extinct Capercaillie *Tetrao urogallus*, even though there is little established knowledge about such a causal relationship. As a result, the effect of the Goshawk on Capercaillie populations remains largely based on unproven speculation and is subject to controversial debate. Consequently, the Capercaillie action plan (Suchant & Braunisch 2008) recently called for more extensive research to substantiate the debate.

This study amasses and evaluates the current knowledge about the Goshawk in the Black Forest. It aims to provide an overview of the current spatial distribution of the Goshawk population at a landscape level and develops a basis for in-depth studies on the predatory influence of the Goshawk. The study is based on 270 random direct and indirect habitat-related Goshawk records from the Northern Black Forest from 1970-2009 by >30 different observers. The analyzed data primarily originate from voluntary owl and woodpecker monitoring censuses in the Black Forest range. A systematic Goshawk monitoring scheme is currently non-existent.

All direct observations were categorized into "territorial behaviour," "hunting," and "other." Indirect observations included nest sites, moulted feathers, and pluckings from prey. All observations were spatially analysed using a geographic information system (GIS). Based on the spatial distribution of records related to breeding and assumptions about territorial characteristics taken from the literature, we delineated hypothetical breeding territories. This led to an estimated current density of 3.3 breeding pairs per 100 km<sup>2</sup>. Breeding territories with a mean nearest neighbour distance of  $2.6 \pm 1.1$  km were rather homogeneously distributed over the landscape. The proportion of non-breeding birds, which is known to be very high at other study sites, remains unknown for this area. Assuming a situation comparable to Sweden, the total abundance of Goshawks can be estimated at 16 individuals per 100 km<sup>2</sup> for the study area.

The Goshawk population in the Northern Black Forest has clearly increased since 1970. Breeding pair densities were 0.2 per 100 km<sup>2</sup> in 1970-1979, rose to 0.8 breeding pairs per

100 km<sup>2</sup> in 1980-1989, and reached a consistently high level of 3.3 breeding pairs per 100 km<sup>2</sup> in 1990-1999 and 2000-2009. This increase is likely caused by a decrease in biocide contamination and a year-round close season since the 1970s. The conspicuous year-to-year fluctuations in Goshawk populations may be caused by a response to increasing squirrel-populations as an important prey item in spruce mast years. The available data do not allow any inferences about preferred landscape types in the Northern Black Forest. Instead, the data indicate a roughly equal distribution across all forest areas.

Nineteen bird species have been recorded as Goshawk prey items in the Black Forest. The proportion of mammalian prey remains unknown. The data indicate a preference for birds that are as large or larger than thrushes, with an average prey item weight of 441 g. 45% of all prey items were pigeons, followed by corvids (17%), thrushes (14%), and woodpeckers (11%). Among 100 recorded prey items, only 3 were Capercaillie (3%). We discuss the potential impact of the Goshawk on Capercaillie in the Northern Black Forest.

## 1 Einleitung

Der signifikante Anstieg der Populationsdichten generalistischer Prädatoren wird neben Habitatveränderungen, Störungen und Klimawandel als eine der wesentlichen Ursachen für den Rückgang der Raufußhühner in Mitteleuropa gesehen (Bollmann 2003, Suchant & Braunisch 2008). Obwohl eine Vielzahl von Arten Auerhühnern (*Tetrao urogallus*) gefährlich werden kann, wird der Habicht (*Accipiter gentilis*) als einer der bedeutsamsten Prädatoren gesehen. So gingen in einer 5-jährigen Telemetriestudie in den Bayerischen Alpen zwar nur wenige Hähne, aber die Mehrzahl (7 von 12) aller durch Prädatoren zu Tode gekommenen Auerhennen auf das Konto des Habichts (Storch 1993). Auch im Schwarzwald wird der Habicht als potenzielle Gefahr für das Auerhuhn gesehen, obwohl der Kenntnisstand bisher gering ist. Der Einfluss des Habichts auf die Auerhuhnpopulation wird, weitgehend aufgrund von Annahmen und Vorurteilen, entsprechend kontrovers diskutiert.

Aus Skandinavien ist bekannt, dass der Habicht während der Brutsaison bis zu 25 % der Raufußhuhnpopulation schlagen kann (Linden & Wikman 1983, Widen 1987), wobei allerdings die kleineren Raufußhuhnarten überwiegen. Habichte können somit eine Auerhuhnpopulation signifikant beeinflussen, insbesondere wenn durch Fragmentierungsprozesse die Prädationsraten zunehmen (Kastdalen & Wegge 1989). Ergebnisse aus borealen Gebieten lassen sich allerdings nicht einfach auf die temperierte Mittelgebirgslandschaft des Schwarzwalds übertragen. Über Status und Ökologie des Habichts im Schwarzwald stehen kaum verlässliche Daten zu Verfügung. Eine erste Verbreitungskarte in Hölzinger (1987) zeigt eine nahezu flächendeckende Besiedlung des Waldgebiets. Über die Siedlungsdichte ist hingegen so gut wie nichts bekannt. Hölzinger (1987) merkt lediglich an, dass die Hochlagen über 950 mNN nur dünn besiedelt sind. Auch über das Beutespektrum des Habichts im Schwarzwald liegen keine Publikationen vor.

### 1.1 Zielsetzung und Fragestellungen

In dieser Studie haben wir bestehendes publiziertes und unpubliziertes Wissen zum Habicht im Nordschwarzwald zusammengetragen, gesichtet und analysiert. Ziel war es, einen Überblick über die räumliche Verteilung und das Beutespektrum des Habichts im Schwarzwald zu

erlangen und Grundlagen für weiterführende Untersuchungen zu schaffen. Folgende Fragen wurden bearbeitet:

- Was ist über die Ökologie des Habichts im Schwarzwald bekannt?
- Wie ist die Siedlungsdichte des Habichts einzuschätzen? Gibt es dabei Unterschiede zwischen Naturräumen und Höhenstufen?
- Wie ist das Beutespektrum des Habichts und welche Rolle spielt das Auerhuhn in der Ernährung des Habichts?

## 2 Material und Methoden

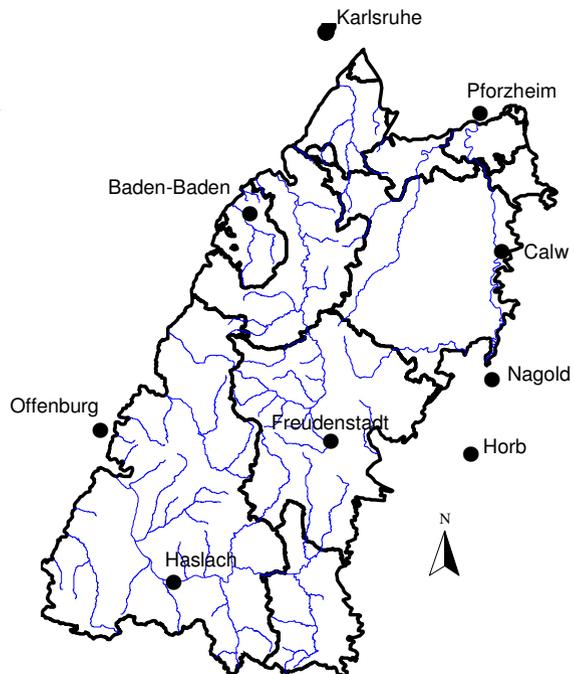
### 2.1 Untersuchungsgebiet

Die Abfrage nach Habichtdaten (s.u.) umfasste zunächst den gesamten Nordschwarzwald (Abb. 1), insbesondere die Landkreise Baden-Baden, Karlsruhe, Rastatt, Pforzheim, Calw, Enzkreis, Freudenstadt, Ortenaukreis und Rottweil. Nachdem die Datensammlung abgeschlossen war, wurde das Untersuchungsgebiet auf den Bereich eingengt, aus dem flächendeckende Daten vorhanden waren.

### 2.2 Sammlung und Aufbereitung der Daten

Eine Sichtung der publizierten ornithologischen Literatur über den Nordschwarzwald zeigt, dass speziell auf den Habicht ausgerichtete Untersuchungen bislang nicht durchgeführt wurden. Seit Jahrzehnten widmen sich Ornithologen aber einer Vielzahl anderer Wald bewohnender

**Abbildung 1.** Untersuchungsgebiet Nord-schwarzwald. Dargestellt sind die Kreisgrenzen und die wichtigsten Fließgewässer. – *Survey area in the Northern Black Forest range. The map shows borders of the federal districts (black) and relevant water streams (blue)*



Vogelarten, wobei insbesondere die Arten mit alpin-borealem Verbreitungsschwerpunkt im Fokus stehen. So existieren seit 1970 mehrere Monitoringprogramme (AG Kleineulen, AG Dreizehenspecht) in denen die Vorkommen der alpin-borealen Artengruppe jährlich systematisch erfasst werden. Beobachtungen zum Habicht, als regelmäßiger aber seltener Brutvogel, wurden im Rahmen dieser Monitoringprogramme als Beibeobachtungen notiert, bislang aber noch nicht ausgewertet. Dieser Datensatz bildet die Basis der vorliegenden Untersuchung.

Als weitere Quelle wurde die Datensammlung der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Freudenstadt-Horb zum Habicht hinzugezogen und zusätzlich eine Vielzahl von Nordschwarzwälder Ornithologen direkt nach Beobachtungen zum Habicht befragt. Durch einen Aufruf in den Ornithologischen Schnellmitteilungen für Baden-Württemberg (NF 86, Februar 2009, S.4) und auf der Homepage der Ornithologischen Gesellschaft Baden-Württemberg e. V. wurden alle Ornithologen in Baden-Württemberg gebeten, eventuell noch vorhandene Daten zum Habicht zu melden. Der Wissensstand der Jägerschaft wurde durch einen Aufruf an die Kreisjägersvereinigungen durch den Landesjagdverband Baden-Württemberg abgefragt.

Insgesamt konnten Informationen zu 270 Habicht-Beobachtungen aus dem Zeitraum zwischen 1970 und 2009 zusammengestellt werden. Dies entspricht einem enormen Begehungsaufwand: Zwischen 1970 und 1978 kann von jährlich rund 100 Begehungen von je 4-8 Stunden ausgegangen werden. Mit Beginn des Kleineulenmonitorings im Jahr 1978 stieg der Begehungsaufwand auf 150-200 Exkursionen jährlich. Mit Etablierung des Dreizehenspechtmonitorings und der Gründung der OAG Freudenstadt-Horb kann ab ca. 1990 von rund 200 Begehungen/Jahr ausgegangen werden. Der gesamte hier verwendete Datensatz basiert somit auf einem Begehungsaufwand in einer Größenordnung von ca. 33.000 Stunden.

Alle gesammelten Beobachtungen wurden in eine Access-Datenbank eingegeben. Dabei wurden folgende Informationen und Variablen erfasst:

- Verortung:* Gauß-Krüger-Koordinaten nach Möglichkeit mit einer 10 Meter-Genauigkeit
- Datum, Uhrzeit:* Datum: Jahr obligat; Monat, Tag und Uhrzeit soweit vorhanden
- Nachweisart:* Soweit möglich wurden alle Beobachtungen einer der folgenden Kategorien zugeordnet. Als Direkter Nachweis wurde die akustische oder visuelle Beobachtung eines Individuums gewertet, als Indirekter Nachweis galten Horst- oder Rupfungsfunde, Mauserfedern und Kotspuren.

Folgende Kategorien **direkter Nachweise** wurden unterschieden:

- Durchziehend:* Gerichteter Überflug in großer Höhe über dem Bestand
- Überfliegend:* Überflug im (oder in geringer Höhe über dem) Waldbestand
- Abfliegend:* Zumeist durch den Beobachter gestörtes, aus Bäumen oder vom Boden abfliegender Individuum
- Jagend:* Direkt beobachtete Jagdflüge auf ein Beutetier
- Balzflug:* Charakteristischer „display“-Flug der Männchen über dem Brutrevier mit steilem Aufsteigen und Abstürzen und/oder gemeinsam kreisende bzw. über Strecken fliegende Paare
- Warte:* Auf Gehölzstrukturen ansitzende Individuen
- Altvogel-Rufe:* Warn- bzw. Balzrufe („gik“-Reihen)
- Rufende Jungvögel:* Bettelrufe („bwui“-Rufe) der Jungen am Horst oder später während der Führungszeit („kli-jäh“-Rufe)

Folgende Kategorien *indirekter Nachweise* wurden unterschieden:

- Horste:* Große, überwiegend aus Lärchenzweigen gebaute Horste können eindeutig dem Habicht zugeordnet werden. Horstfunde des Habichts wurden unter Angabe der Baumart registriert. Zusätzlich wurde vermerkt, ob der Horst bei der Kontrolle besetzt war oder nicht (Wechselhorst). Ein Horst gilt als „besetzt“, wenn eines der folgenden Kriterien erfüllt ist: a) Im Horst sind relativ frisch eingetragene, begrünte Zweige verbaut; b) Habichte (Alt- oder Jungvögel) halten sich im unmittelbarem Horstbereich auf und „Warnen“, „Sichern“ oder fliegen direkt vom Horst ab; c) Kotspuren, Mauserfedern oder Beutereste im Horstbereich
- Rupfungen:* Die artspezifische Zuordnung von Rupfungen zum Prädator erfolgte nach den Kriterien von Opdam (1975). Vom Habicht gerupfte Vögel wurden nach Möglichkeit bis auf Artniveau anhand einer Vergleichssammlung bestimmt.
- Mauserfedern.* Beim Großgefieder erfolgte die Zuordnung zum Geschlecht nach Federmaßen (Rust & Kechele 1996).

### 2.3 Zuordnung nach Verhaltenskategorien

Der Fokus der Untersuchung ist auf das Revier- und Jagdverhalten des Habichts im Nord-schwarzwald ausgerichtet, um zum einen Informationen über die Siedlungsdichte bzw. die Abundanz der Art zu erhalten, zum anderen um einen Einblick in das Beutespektrum des Habichts zu gewinnen. Nicht alle Beobachtungstypen liefern dabei Informationen zu diesen zwei Themenkomplexen. So sind Daten zu *durchziehenden Vögeln* in diesem Zusammenhang unerheblich. Auch der Informationsgehalt der Feststellung *überfliegender Vögel* ist aufgrund des großen Raumanspruches der Art gering und belegt lediglich deren Vorkommen. Ableitungen zur Siedlungsdichte sind aus solchen Beobachtungen daher nicht möglich. Auch geben diese keinen Hinweis auf präferierte Jagdhabitats, da es sich durchaus um dispergierende Vögel handeln kann bzw. um Individuen, die durch Streckenflüge lediglich ungeeignete Habitats überqueren. Beobachtung überfliegender und durchziehender Vögel wurden daher unter der Kategorie „*sonstiges Verhalten*“ subsummiert. Diese Daten wurden von den vertiefenden Analysen zu Siedlungsdichte und Habitatpräferenzen ausgeschlossen.

Bei Beobachtungen, die der Kategorie „*Jagdverhalten*“ zugeordnet wurden, handelt es sich zum einen um die direkten Nachweise „Warte“, „Abfliegend“ und „Jagend“. Zum anderen wurde der indirekte Nachweis „Rupfung“ ebenfalls den Beobachtungen zum „Jagdverhalten“ zugeordnet. Habichte jagen zumeist vom Ansitz aus. Dabei fliegt der Habicht in kurzem Streckenflug, unter Ausnutzung jeglicher Deckung, von Warte zu Warte. Die Warte wird in Intervallen von 2-6 Minuten gewechselt. Bei einem Positionswechsel legen Habichte im Wald im Mittel 100 m, im Offenland aber 200 m zurück (Kenward 1979). Im Gegensatz zu anderen Greifvögeln, wie z.B. dem Mäusebussard, sitzt der Habicht beim Ansitz nicht frei auf der Spitze eines Baumes, sondern zumeist gut gedeckt im Kronenbereich, um der Entdeckung durch Beutetiere zu entgehen. Direkte Beobachtungen ansitzender Habichte wurden der Kategorie „*Warte*“ zugeordnet. Aufgrund des gedeckten Ansitzes wird meist zuerst der Habicht auf den Beobachter aufmerksam und streicht ab. Diese Beobachtungen wurden der Kategorie „*Abfliegend*“ zugeordnet. Der Habicht sucht auf dem Ansitz die Umgebung nach

potenziellen Beutetieren ab. Dabei beträgt die Wahrnehmungsdistanz von Beutetieren im Wald wahrscheinlich nicht über 100 m (Bright-Smith & Mannan 1994). Wird ein Beutetier entdeckt, fliegt der Habicht in einem sehr schnellen und wendigen Jagdflug bodennah unter Ausnutzung jeglicher Deckung das Beutetier an. Der lange Schwanz und die relativ kurzen abgerundeten Flügel erlauben den Habichten, schlagartig die Richtung und Geschwindigkeit des Jagdflugs zu verändern. Die Beute wird in der Regel lebend gegriffen (Opdam 1975). Seltener betreibt der Habicht die reine Flugjagd. Dabei kreist der Habicht über seinem Jagdhabitat und stürzt sich aus großer Höhe auf seine Beute. In einem urbanen Lebensraum erfolgten 47 % der Jagdflüge vom Ansitz und 33 % aus kreisendem Flug (Rutz 2006). Beide Verhaltensweisen wurden unter der Kategorie „*Jagd*“ subsumiert. Nach erfolgreicher Jagd fliegt der Habicht mit der geschlagenen Beute die nächstgelegene Deckung an und rupft dort (Rutz 2003). Die Distanz zwischen Schlag- und Rupfort überschreitet in der Regel 150 m nicht (Wyrwoll 1977). Rupfungsfunde stehen daher in einem direkten räumlichen Zusammenhang zum Jagdhabitat. Dies unterscheidet sich deutlich von Rupfungsfunden bei anderen Greifvogelarten wie z.B. dem Sperber, der die geschlagene Beute über weite Strecken zu einem zentral gelegenen Rupfplatz transportiert.

Dem stehen „*revieranzeigende Verhaltensweisen*“ gegenüber. Habichte sind streng territorial. In den großen Aktionsräumen sind revieranzeigende Verhaltensweisen eng an das Revierzentrum gebunden. Beobachtungen mit revieranzeigendem Verhalten können daher zur Ausweisung von Revierzentren herangezogen werden, die letztendlich als Grundlage der Siedlungsdichteberechnung dienen. Habichte nutzen nicht alljährlich denselben Horst zur Brut. Vielmehr verfügen sie über mehrere Wechselhorste die alternierend über die Jahre genutzt werden. Dies kann als Meidungsverhalten gegenüber Parasiten und Krankheiten gedeutet werden (Anonymus 1989). In einem Revier können sich bis zu zehn solcher Wechselhorste befinden (Krüger 2002, Bauer et al. 2005). Mehr als zwei Wechselhorste sind aber selten (Bezzel et al. 1997). Wechselhorste sind in der Regel nicht homogen über den Aktionsraum verteilt, sondern finden sich geklumpt, oft im Abstand von nur 200-300 m zueinander. Ein Maximalabstand von 1.400 m wird nur ausnahmsweise überschritten (Reynolds et al. 1994, Woodbridge & Detrich 1994, Dewey et al. 2003, Desimone & DeStefano 2005). Dieser Bereich, in dem die Horste konzentriert sind, wird als Revierzentrum bezeichnet. Alle Verhaltensweisen im Zusammenhang mit der Balz werden ausschließlich im Bereich des Revierzentrums gezeigt (Anonymus 1990, Penteriani et al. 2002).

Die Besetzung des Horstplatzes und die damit einhergehende Balz beginnen bereits im Februar (Marquiss & Newton 1982, Hölzinger 1987, Anonymus 1990). Der Habicht führt „*Balzflüge*“ ausschließlich über dem engeren Revierzentrum durch. Balzflüge dienen zur Abgrenzung des Territoriums, vielleicht auch zum Anlocken von Weibchen. Die Männchen steigen dabei mit langsamen, ruhigen Flügelschlägen aus dem unmittelbaren Horstbereich in große Höhen auf (Anonymus 1990). Auch die Rufe von Altvögeln sind eng an den unmittelbaren Horstbereich und das Revierzentrum gebunden (Glutz von Blotzheim 1989, Penteriani et al. 2002). Der Habicht gilt an sich als wenig ruffreudig. Das „*Gackern*“ („*gik*“-Rufe) hat Aggressions- und Warncharakter. Habichte sind außerhalb der Brutzeit Einzelgänger. Beim Aufeinandertreffen der Partner zu Beginn der Balz-/Brutzeit ab Februar werden intraspezifische Aggressionen über das „Gackern“ abgebaut. Die Rufaktivität nimmt im März und April zu und erreicht einen Höhepunkt bei der Ablage des zweiten Eis (Anonymus 1990). Der unmittelbare Horstbereich wird während der gesamten Brutzeit vom Weibchen aggressiv verteidigt. Bei

Störung (z. B. dem Eindringen eines fremden Habichts, aber auch eines Menschen) warnt das Weibchen mit „gik“-Rufen intensiv, insbesondere nach dem Schlupf der Jungvögel (Anonymus 1990). Warnrufe werden nahezu ausschließlich in einem Umkreis von 400 m um den Horst geäußert (Kennedy & Stahlecker 1993, Watson et al. 1999, McLaren 2003, Boyce et al. 2005). Das Weibchen wird während der Eiablagezeit, der Brutphase und bis hin zur frühen Nestlingszeit vom Männchen mit Beute versorgt. Das Männchen ruft bei Ankunft mit Beute im Horstbereich und lockt das Weibchen an. Dabei werden manchmal Wechselhorste als Beuteübergabeplatz genutzt. Vor der Brutphase findet die Beuteübergabe rund 300 m vom Neststandort entfernt statt. Während der Bebrütung sinkt dieser Abstand auf 100 m ab (Anonymus 1990).

Ohne gezielte Nachsuche werden Horste nur selten gefunden. Zumeist gelingt dies über die „Bettelrufe“ von Jungvögeln. Nach dem Ausfliegen wandeln sich die Bettelrufe der Jungen von den relativ leisen „bwui“-Rufen in die lautereren „kli-jäh“-Rufe. Die Jungen halten sich nach dem Ausfliegen noch über mehrere Wochen im unmittelbaren Horstbereich auf. Erst ab einem Alter von vier bis fünf Wochen entfernen sich die Jungvögel immer mehr vom zentralen Horstbereich bis sich die Familien schließlich nach ca. 7 Wochen auflösen (Anonymus 1990). Die Schwingenmauser des Weibchens ist mit der Ablage des ersten Eis synchronisiert (Glutz von Blotzheim 1989, Bezzel et al. 1997, Krüger 2007). Während der Bebrütungsphase ist das Weibchen eng an den Horstbereich gebunden und wird vom Männchen mit Nahrung versorgt. Funde von Mauserfedern des Weibchens gelten daher als ein sicheres Zeichen für einen Horststandort in unmittelbarer Nähe.

#### **2.4 Revierzentren und Siedlungsdichte**

Revierzentren wurden über Beobachtungen „revieranzeigenden Verhaltens“ ermittelt (Dobler 1990, Penteriani et al. 2002). Dazu wurden alle Daten von 1970 bis 2009 auf eine Karte übertragen. Ausgehend von den bekannten Horststandorten wurden Revierzentren ausgewiesen. Geklumpt liegende Beobachtungen mit „revieranzeigendem Verhalten“ wurden, entsprechend dem Maximalabstand zwischen zwei Wechselhorsten, in einem Umkreis von 1.400 m zu einem Revierzentrum zusammengefasst (Kennedy & Stahlecker 1993, Watson et al. 1999, McLaren 2003, Dewey et al. 2003, Boyce et al. 2005, Desimone & DeStefano 2005). Aufgrund des großen Raumanspruches des Habichts sind zur Ermittlung von belastbaren Siedlungsdichtewerten extrem große Untersuchungsgebiete notwendig. Diese können nur bei gezielten Untersuchungen und einer großen Zahl an Mitarbeitern innerhalb eines Jahres abgedeckt werden. In der vorliegenden Untersuchung stammen die Daten jedoch aus mehreren Jahren. Nicht alle Revierzentren wurden jährlich kontrolliert. Habichte weisen aber ein streng konservatives Territorialverhalten auf und sind äußerst langlebig (Reynolds et al. 1994, Detrich & Woodbridge 1994, Krüger 2007). Durch Verfrachtungsexperimente ist nachgewiesen, dass Habichte aus bis zu 600 km in ihr Territorium zurückkehren (Bauer et al. 2005). Nachdem ein Individuum ein Revier besetzt hat, wird dieses in der Regel bis zum Ableben beibehalten (Rutz et al. 2006, Krüger 2007, Tornberg et al. 2009). Dies gilt insbesondere für die Männchen. Aber auch die Weibchen wechseln nur selten das Revier (Widen 1985, Rutz et al. 2006).

Insbesondere die Bindung an den Horstbereich ist eng. Für einzelne Horste sind Nutzungstraditionen von über 55 Jahren belegt (Widen 1985). Der bislang älteste, frei lebende, über Beringung nachgewiesene Habicht erreichte ein Alter von 19 Jahren und 9 Monaten (Bauer et al. 2005). Die durchschnittliche Generationsdauer beträgt 6 Jahre (Bauer et al. 2005). Aufgrund dieses streng konservativen Territorialverhaltens und der Langlebigkeit des Habichts ist es

möglich, die in unterschiedlichen Jahren ermittelten Revierzentren in einer Karte zu kulminieren und aus dieser synthetischen Revierzentrumskarte Siedlungsdichtewerte abzuleiten. Allerdings gilt es zu berücksichtigen, dass nicht in allen Revieren jährlich gebrütet wird. Über die Revierbesetzungsrate liegen aus dem Schwarzwald keine Daten vor. Nach verschiedenen Langzeitstudien liegen die Besetzungsraten bei durchschnittlich 70 % in England (Marquiss & Newton 1982), zwischen 65 und 80 % (Desimone & DeStefano 2005) bzw. 18 und 58 % (Salafsky et al. 2005) in den USA, zwischen 65 und 81% auf Gotland / Schweden (Kenward et al. 1999) und zwischen 45 und 83 % in verschiedenen anderen skandinavischen Untersuchungsgebieten (Tornberg et al. 2009). Bei der Siedlungsdichteberechnung im Schwarzwald wurde basierend auf diesen Daten von einer mittleren Besetzungsrate von 70 % ausgegangen.

Über diese Methode kann lediglich die Siedlungsdichte brütender Habichte abgeschätzt werden. Allerdings ist der Anteil der Nichtbrüter in einer Habichtpopulation relativ hoch. Auf Gotland/Schweden brüten pro Jahr durchschnittlich nur 71 % der Männchen und 40 % der Weibchen (Kenward et al. 1999). Die Unterschiede zwischen den Geschlechtern sind unter anderem auf deren unterschiedliche Überlebensrate zurückzuführen, was zu einem zu Gunsten der Weibchen verschoben Geschlechterverhältnis führt (Kenward et al. 1999). In Bezug auf den Prädationseinfluss des Habichts ist es wichtig, auch die Nichtbrüter („Floater“) zu berücksichtigen. Der Nichtbrüter-Anteil der Habichtpopulation im Nordschwarzwald ist nicht bekannt. Deshalb wurde zur Korrektur der Abundanzberechnung auf die in Schweden (Gotland) ermittelten Werte (Kenward et al. 1999) zurückgegriffen.

Um Aussagen über die räumliche Verteilung der Revierzentren ableiten zu können, wurde die G-Statistik nach Brown & Rothery (1975) berechnet. Nachdem die Revierzentren ausgewiesen waren, wurde für jedes Zentrum der Abstand zum nächsten benachbarten Zentrum ermittelt. Die gemessenen Abstände wurden quadriert aus diesen Werten sowohl das geometrische als auch das arithmetische Mittel berechnet. Anschließend wurde der Quotient  $G = \text{geometrisches Mittel} / \text{arithmetisches Mittel}$  berechnet. G kann dabei Werte zwischen 0 und 1 einnehmen. Bei Werten von  $G > 0,65$  liegen geometrisches und arithmetisches Mittel der quadrierten Distanzen recht nahe beieinander, sprich die Verteilung der Distanzen zum jeweils nächsten Revierzentrum (und damit deren Verteilung über das Untersuchungsgebiet) ist weitgehend homogen. Bei Werten von  $G < 0,65$  hingegen ist das geometrische Mittel deutlich kleiner als das stärker von einzelnen großen Distanzen beeinflusste arithmetische Mittel. Daher deuten solche Werte auf eine stärker geklumpfte Verteilung der Revierzentren an. Eine geklumpfte Verteilung kann auf lokale Unterschiede in der Siedlungsdichte hinweisen. Nach Ausweisung der Revierzentren wurden diese im GIS mit allen Beobachtungen verschnitten. Die Länge der Revierbesetzung in Jahren wurde über die Differenz von Letzt- zu Erstbeobachtung ermittelt.

## **2.5 Populationsentwicklung**

Unterschiede zwischen den einzelnen Jahrzehnten in der durchschnittlichen jährlichen Anzahl der gesamten Beobachtungen, der Beobachtungen mit revieranzeigendem Verhalten und der besetzten Reviere werden graphisch dargestellt.

## **2.6 Beutespektrum**

Zur Ermittlung des Beutespektrums wurden Rupfungsfunde und Jagdbeobachtungen ausgewertet. Aus den gemeldeten Jagdbeobachtungen war nicht immer ersichtlich, ob der Jagdflug erfolgreich war oder nicht. In der Liste wurden aber alle Beobachtungen berücksichtigt. Aus

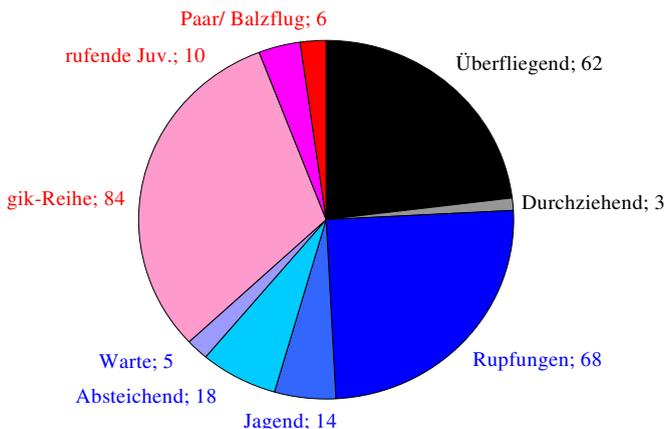
dem Nordschwarzwald liegen insgesamt 62 Rupfungsfunde und 11 beobachtete Jagdflüge vor, bei denen das Beutetier identifiziert werden konnte. Um die Datenbasis zu erweitern, wurden zusätzlich Daten aus einer nicht publizierten Untersuchung im Feldberggebiet (Südschwarzwald) hinzugezogen (F. Straub 1998-2008). Dies ist insofern gerechtfertigt, als sich die Struktur der Vogelgemeinschaft in den Hochlagen des Südschwarzwaldes nicht wesentlich von jener im Nordschwarzwald unterscheidet. So konnten zusätzlich 25 Rupfungen und zwei Jagdbeobachtungen berücksichtigt werden (s. Tab. 9).

Um Präferenzen für gewisse Gewichtsklassen herauszuarbeiten, wurden die Beutetiere den Registrierungen von brutzeitlichen Vogeltransektzählungen aus dem Nordschwarzwald gegenübergestellt. Im Frühjahr / Sommer 2007 wurden bei jeweils drei Zählterminen auf 42 Transekten von 500 m Länge alle sicht- und hörbaren Vögel registriert. Die erfassten Vogelarten wurden der entsprechenden Gewichtsklasse zugeordnet und die Registrierungen für jede Gewichtsklasse aufsummiert. Die Gewichtsangaben zu den einzelnen Vogelarten wurden Bauer et al. (2005) entnommen.

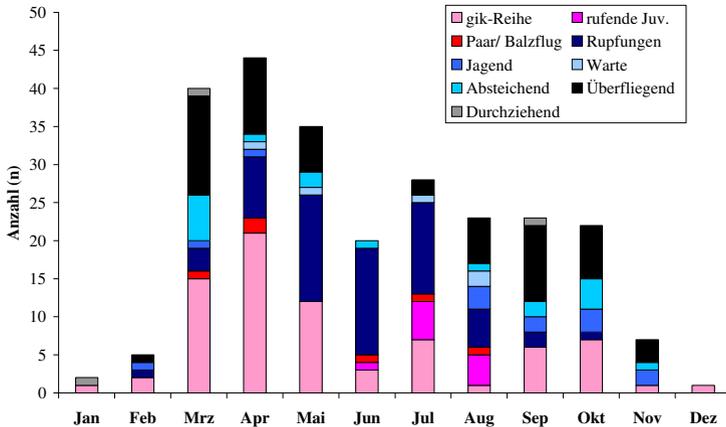
### 3 Ergebnisse & Vergleichswerte

#### 3.1 Verteilung der Beobachtungen nach Verhaltenskategorien

Zwischen 1970 und 2009 konnten insgesamt 270 Beobachtungen gesammelt werden (Abb. 2). 65 Beobachtungen (24 %) wurden der Kategorie „sonstiges Verhalten“, 105 Beobachtungen (39 %) dem „Jagdverhalten“ und 100 Beobachtungen (37 %) der Kategorie „revieranzeigendes Verhalten“ zugeordnet. Bei den unter sonstigem Verhalten subsummierten Beobachtungen dominieren klar überfliegende Individuen ( $n = 62$ ), während nur drei Beobachtungen der Kategorie „Durchziehend“ zugeordnet wurden. Auskunft über das Jagdverhalten geben in erster



**Abbildung 2.** Habicht-Beobachtungen ( $n = 270$ ) im Nordschwarzwald nach Verhaltenskategorien. Blau = Jagdverhalten; Rot = Revierverhalten; Grau = sonstige. – *Goshawk observations ( $n = 270$ ) in the Northern Black Forest range categorized by behavior. Blue = hunting behavior; Red = Territorial behaviour; Grey = Others.*



**Abbildung 3.** Jahreszeitliche Verteilung der Habichtbeobachtungen (n = 250) im Nordschwarzwald nach Verhaltenskategorien. – *Phenology of Goshawk observations (n = 250) in the Northern Black Forest range categorized by behaviour.*

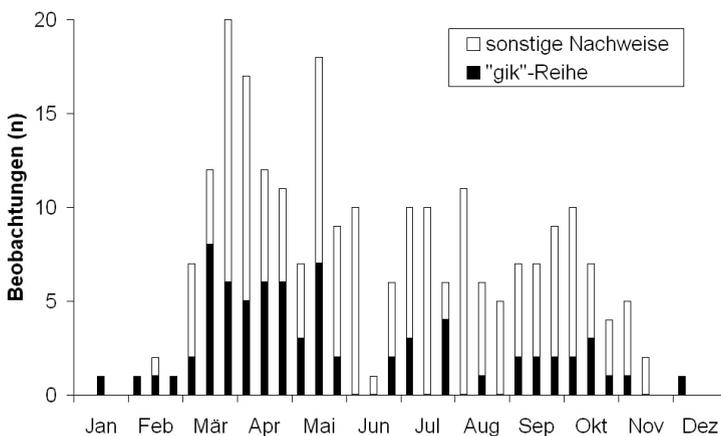
Linie Rupfungsfunde. Mit 68 Nachweisen machen diese nahezu 65 % aller dem Jagdverhalten zugeordneten Beobachtungen aus. Direkte Jagdflüge auf ein Beutetier sind über den 40 jährigen Beobachtungszeitraum nur 14 mal (13 %) dokumentiert. Auch ansitzende Habichte wurden nur äußerst selten (n = 5) beobachtet. Zusammen mit den abstreichenden Vögeln (n = 18) stammen 22 % der dem Jagdverhalten zuzuordnenden Beobachtungen aus dieser Kategorie. Bei den revieranzeigenden Verhaltensweisen dominieren klar Beobachtungen rufender Altvögel (n = 84; 84 %). Rufende Jungvögel wurden hingegen deutlich seltener beobachtet (n = 10; 10 %). Synchron fliegende Paare und Balzflüge machen nur 6 % aller Beobachtungen der Kategorie „revieranzeigendes Verhalten“ aus.

### 3.2 Zeitliche Verteilung der Beobachtungen

Die jahreszeitliche Verteilung der Beobachtungen ist aus Abb. 3 ersichtlich. Aus den Wintermonaten (November bis Februar) liegen nur wenige Beobachtungen (n = 14; 5 %) vor. Dies ist in erster Linie auf die reduzierte Beobachtungstätigkeit zu dieser Jahreszeit zurückzuführen, da weite Gebiete des Nordschwarzwaldes aufgrund der Schneelage nur schwer zugänglich sind. Andererseits ist es aber auch denkbar, dass die Vögel von den Hochlagen in tiefere Lagen ausweichen. Mit dem Beginn der Horstplatzbelegung, ab Ende Februar, steigt die Anzahl der gesammelten Beobachtungen insbesondere im März sprunghaft an und erreicht während der Hochbalz und zur Zeit der Eiablage im April ein Maximum. Mit dem Brutbeginn nimmt die Anzahl der Beobachtungen sukzessive ab. Insbesondere während der Nestlingszeit im Juni verhalten sich die Habichte äußerst unauffällig. Mit dem Ausfliegen der Jungen steigt die Anzahl der Beobachtungen wieder an und im Juli ist ein zweites Maximum ausgebildet. Anschließend bleibt die Anzahl der Beobachtungen über den Spätsommer, die Zeit der Familienauflösung, und im September/ Oktober, während der Herbstbalz, auf relativ hohem Niveau konstant.

### 3.2.1 Zeitliche Verteilung revieranzeigenden Verhaltens

Der Habicht gilt an sich als wenig ruffreudig. Das „Gackern“ **rufender Altvögel** („gik“-Rufe) hat Aggressions- und Warncharakter und ist eng an den unmittelbaren Horstbereich und das Revierzentrum gebunden (Glutz von Blotzheim 1989). Im Jahresverlauf sind die ersten Rufe zur Zeit der Horstplatzbesetzung und Paarbildung zu vernehmen (Anonymus 1990). Im Nordschwarzwald gelang die früheste Beobachtung eines rufenden Altvogels am 13. Januar 1995 im Stutzwald bei Musbach. Allerdings sind Beobachtungen rufender Altvögel über den gesamten Februar hinweg noch äußerst selten. In der Regel beginnt im Nordschwarzwald die Horstbesetzungs- bzw. Horstbauphase erst in der mittleren Märzdekade. Darauf deutet ein erstes Beobachtungmaximum rufender Individuen hin (Abb. 4). Die Horstbesetzungs- und Horstbauphase endet mit der Ablage des ersten Eis und dauert ca. 30 Tage (Wyrwoll 1977). Der Brutbeginn wird zwei Tage später durch die Ablage des zweiten Eis eingeleitet und simultan erreicht die Rufaktivität ihren Höhenpunkt (Anonymus 1990). Die Rufaktivität im Nordschwarzwald zeigt eine konstant hohe Aktivität zwischen Mitte März und Mitte Mai. Auf Basis der wenigen Beobachtungen scheint die Rufaktivität in der mittleren Aprildekade leicht erhöht, was vielleicht auf einen Brutbeginn in dieser Periode hindeutet. Dies würde zumindest sehr gut mit dem für Baden-Württemberg ermittelten Median für den Brutbeginn (10. April) übereinstimmen (Hölzinger 1987). Die Bebrütungsphase bis zum Schlupf der Jungen dauert beim Habicht ca. 40 Tage (Wyrwoll 1977, Reynolds & Meslow 1984, Anonymus 1990). Während der Schlupfzeit der Jungen ist die Warnbereitschaft des Weibchens am Horst besonders hoch (Anonymus 1990). Möglicherweise zeichnet sich dies auch am Datenmaterial aus dem Nordschwarzwald ab, wird doch in der mittleren Maidekade ein weiteres leichtes Rufmaximum erreicht. Die Rufbereitschaft sinkt danach deutlich ab und während der 40-tägigen Fütterungsperiode (Wyrwoll 1977) verhalten sich die Habichte äußerst unauffällig. Erst Ende Juni/ Anfang Juli steigt mit dem Ausfliegen der Jungvögel die Rufaktivität wieder an. In den ersten vier bis fünf Wochen nach dem Ausfliegen halten sich die Jungen im unmittel-



**Abbildung 4.** Jahreszeitliche Verteilung rufender Altvögel ( $n = 77$ ) und sonstiger Beobachtungen ( $n = 173$ ) nach Dekaden. – *Phenological distribution of calling adults ( $n = 77$ ) and other observations ( $n = 173$ ) by 10-day periods.*

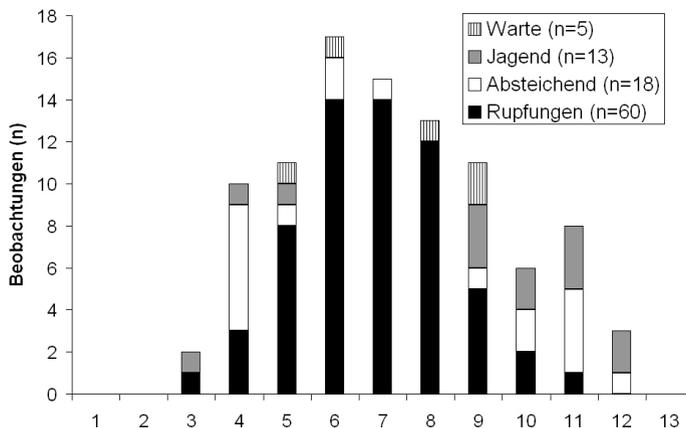
baren Horstbereich auf und es sind noch relativ regelmäßig Warnrufe zu vernehmen. In den anschließenden 7 Wochen (ab Anfang August) entfernen sich die Jungen immer weiter vom Horst, bis sich die Familienverbände an der Reviergrenze schließlich auflösen (Anonymus 1990). Ab Anfang September steigt die Rufaktivität mit der beginnenden Herbstbalz wieder an. Die Herbstbalz dient vermutlich in erster Linie der Paarbindung. Die Männchen mit dem größten Reproduktionserfolg sind dabei die ruffreudigsten (Penteriani et al. 2001). Es konnte auch Horstbau im September/ Oktober beobachtet werden (Anonymus 1989). Die Herbstbalz erreicht im Nordschwarzwald in der letzten Oktoberdekade ihr Maximum.

Bei 50 der 84 Rufbeobachtungen (60 %) des Habichts aus dem Nordschwarzwald ist die Uhrzeit dokumentiert. Danach ist die Rufaktivität („gik“-Reihe) tageszeitlich deutlich bimodal verteilt, mit je einem Maximum in der Morgen- und Abenddämmerung. Die Rufphase am Morgen beginnt ca. 30 Minuten vor Sonnenaufgang und hält bis zu drei Stunden an. Am Abend beginnt die Rufaktivität drei Stunden vor Sonnenuntergang und endet bei Sonnenuntergang. Im Herbst scheint die Phase der morgendlichen Rufaktivität im Vergleich zum Frühjahr deutlich verkürzt.

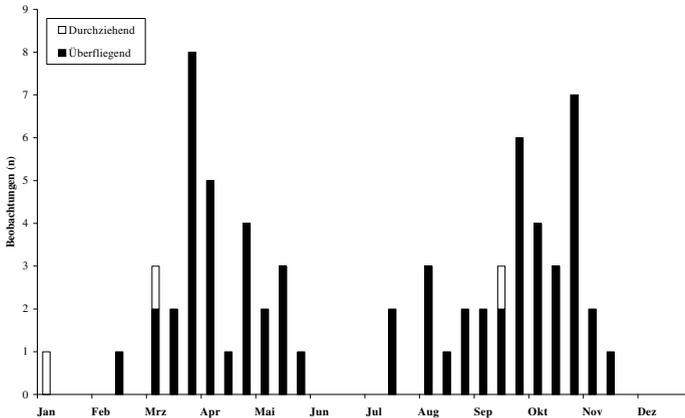
Die drei Beobachtungen von **Balzflügen** stammen aus dem Zeitraum zwischen dem 20. März und dem 14. April. Paarweise fliegende Individuen wurden ausschließlich während der Jungenführungszeit zwischen Juni und August beobachtet. Die drei Beobachtungen stammen aus dem Zeitraum zwischen dem 15. Juni und dem 3. August. Die 10 Beobachtungen **rufender Jungvögel** stammen aus dem Zeitraum zwischen dem 5. Juli und dem 6. August. Hierbei handelt es sich ausschließlich um Beobachtungen von Jungvögeln kurz vor dem Ausfliegen auf dem Horst bzw. um Junge in der Bettelflugperiode im unmittelbaren Horstbereich.

### 3.2.2 Jahreszeitliche Verteilung beobachteten Jagdverhaltens

**Rufungsfunde** liegen aus dem Zeitraum zwischen Februar und Oktober vor (Abb. 5). Die Anzahl an Aufsammlungen steigt von Februar bis Mai stetig an. Mit dem Schlupf der Jungen Mitte Mai wird ein Maximum erreicht. Über die Fütterungszeit bis zum Ausfliegen der Jungen



**Abbildung 5.** Jahreszeitliche Verteilung der Beobachtungen, die dem Jagdverhalten zugeordnet wurden ( $n = 96$ ). – *Phenological distribution of observations relating to hunting behaviour ( $n = 96$ ).*



**Abbildung 6.** Jahreszeitliche Verteilung der Beobachtungen nach Dekaden, die dem „sonstigen Verhalten“ zugeordnet wurden ( $n = 65$ ). – *Phenological distribution by 10-day-periods of all observations allocated to „other behaviour“ ( $n = 65$ ).*

Ende Juni bleibt die Anzahl gefundener Rupfungen auf relativ hohem Niveau stabil. Auch zu Beginn der Führungszeit im Juli, wenn sich die Jungen in Horstnähe aufhalten, werden noch relativ viele Rupfungen gefunden. Im August nimmt die Anzahl jedoch schon deutlich ab. Aus dem Herbst liegen nur wenige dokumentierte Rupfungen vor.

Im Gegensatz zu den Rupfungen wurden **jugende Habichte** vor allem vor und nach der Brutzeit beobachtet. Zwischen der Horstbesetzungsphase und der Eiablage liegen drei Beobachtungen vor. Aus der eigentlichen Brut- und Fütterungszeit (April bis Juni), sowie der frühen Bettelflugperiode (Juli) sind keine Jagdbeobachtungen belegt. Dies ist vermutlich auf das heimliche Verhalten des Habichts während der Brutzeit zurückzuführen. Die meisten jugenden Habichte wurden vom Spätsommer bis in den Winter hinein beobachtet. Aus diesem Zeitraum stammen  $\frac{3}{4}$  aller Jagdbeobachtungen.

Beobachtungen **abstreichender und auf der Warte ansitzender Habichte** sind ähnlich der Jagdbeobachtungen verteilt mit Maxima vor und nach der eigentlichen Brutzeit. Die meisten Beobachtungen stammen aus dem Zeitraum zwischen März und Mai ( $n = 11$ ), mit einem Maximum im März ( $n = 6$ ), sowie aus dem Spätsommer und Herbst ( $n = 9$ ), mit einem sekundären Maximum im Oktober ( $n = 4$ ). Der Mangel an Daten aus der Fütterungs- und frühen Bettelflugperiode verweist abermals auf das heimliche Verhalten des Habichts während der Brutzeit.

### 3.2.3 Jahreszeitliche Verteilung „sonstiges Verhalten“

Gerichtet in großer Höhe **durchziehende Habichte** konnten in dem 40 jährigen Beobachtungszeitraum nur dreimal beobachtet werden (Abb. 6), obwohl im Bereich des Grindenschwarzwaldes (Zuflucht, Kniebis, Hornisgrinde) systematische Zugplanbeobachtungen durchgeführt werden. Habichte sind überwiegend Standvögel (Kenward 1999). Lediglich die Jungvögel dispergieren nach der Auflösung der Familienverbände im Herbst. Männchen neigen dabei im Vergleich zu den Weibchen zu weiteren Dispersionsflügen (Sulkava 1964, Marcström &

**Tabelle 1.** Anzahl und Dichte der Revierzentren des Habichts im Nordschwarzwald bezogen auf die Gesamtfläche bzw. die Waldfläche des Untersuchungsgebiets. Da nicht alle bekannten Revier jährlich besetzt sind ist in der letzten Spalte die Siedlungsdichte bei einer angenommen mittleren jährlichen Besetzungsrate von 70 % angegeben. – *Number and density of Goshawk breeding territories in the Northern Black Forest range in relation to the total survey area as well as the woodland area within the study region. Given that not all territories are occupied in each year, the last column provides an estimated breeding density under the assumption that 70% of all territories are occupied per year.*

	<i>Fläche</i> (km <sup>2</sup> )	<i>Revierzentren</i> (n)	<i>Revierzentren</i> (n/100 km <sup>2</sup> )	<i>Besetzungsrate 70 %</i> (n/100 km <sup>2</sup> )
<i>Gesamtgebiet</i>	1.157	55	4,8	3,3
<i>Waldfläche</i>	959	55	5,7	4,0

Kenward 1981). In England wurden 90 % der nestjung beringten Habichte innerhalb von 40 km um den Geburtsort wieder gefunden (Marquiss & Newton 1982). Fernfunde beringter Vögel über 100 km sind äußerst selten (Bauer et al. 2005). Möglicherweise handelt es sich bei den drei Nachweisen um nordische Durchzügler.

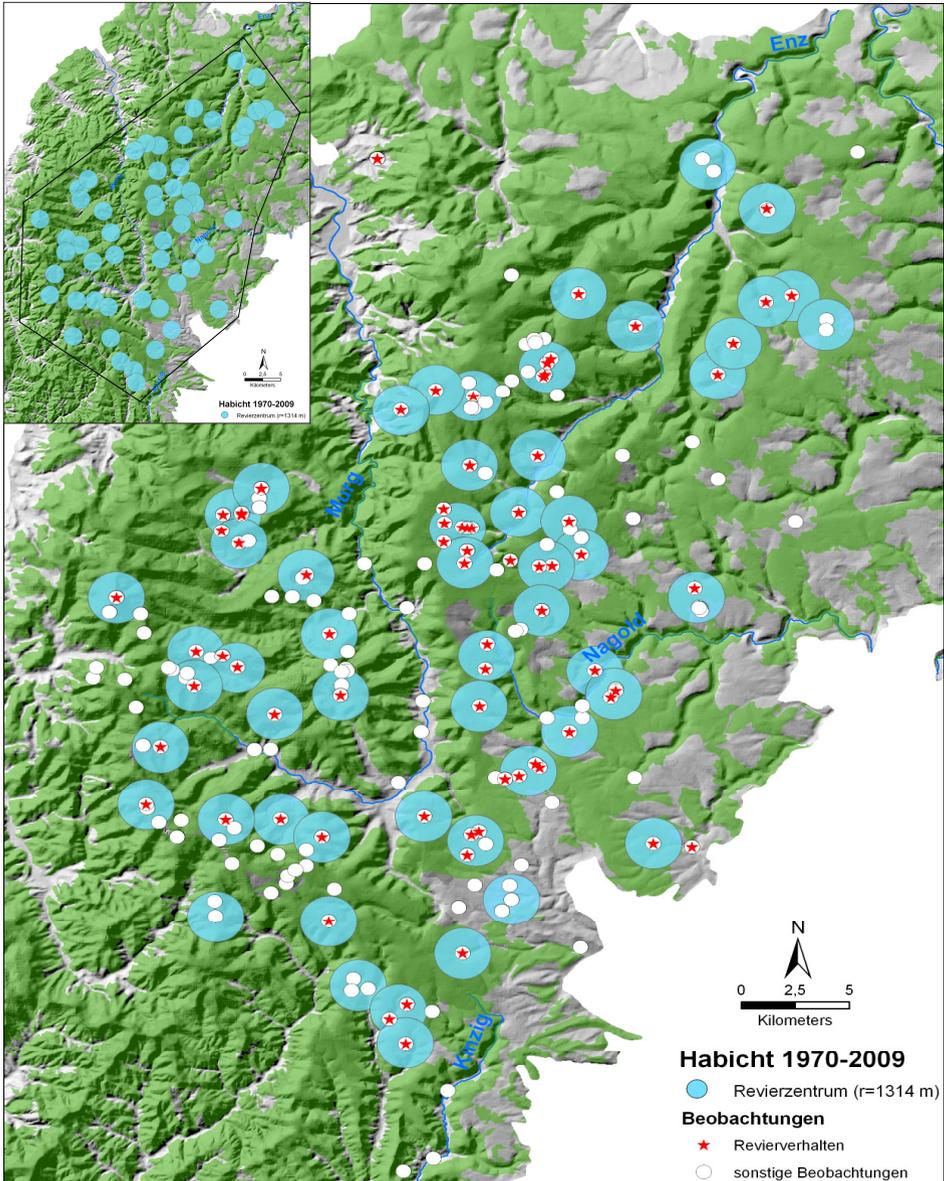
Knapp über den Baumkronen *überfliegende Habichte* werden häufig beobachtet (Abb. 6). Hierbei kann es sich einerseits um Standvögel handeln, die innerhalb ihres Territoriums einen weiteren Wechsel unternehmen, jagen bzw. Balzflüge einleiten oder beenden. Andererseits fliegen auch dispergierende Vögel niedrig über dem Bestand. Im Frühjahr ist ein deutliches Maximum in der letzten März- und ersten Aprildekade, kurz vor der Eiablage, ausgeprägt. Hierbei dürfte es sich überwiegend um balzende Habichte handeln. Die Verteilung der Beobachtungen weist abermals eine auffällige Lücke während der Fütterungsperiode im Juni auf. Im Spätsommer steigt die Anzahl an Beobachtungen wieder an und erreicht ein erstes Maximum in der letzten Septemberdekade in der Zeit in der sich die Familienverbände endgültig auflösen und die Jungvögel das Revier verlassen. In der letzten Oktoberdekade ist ein weiteres, stärkeres Maximum ausgeprägt, welches auf den Höhepunkt der Herbstbalz fällt.

### 3.3 Schätzung der Populationsdichte

#### 3.3.1 Abgrenzen von Revierzentren

Aufgrund der Langlebigkeit und des konservativen Territorialverhaltens des Habichts wurde auf Basis aller vorliegenden 270 Beobachtungen (Abb. 7), insbesondere der 100 Beobachtungen mit revieranzeigendem Verhalten, Revierzentren nach der Methode von Oelke (1980) ausgewiesen. Dabei wurden Beobachtungen mit revieranzeigendem Verhalten bis zu einem Abstand von 1.400 m, dem Maximalabstand zwischen Wechselhorsten eines Paares (s. oben), zu einem Revierzentrum zusammengefasst. Verschiebungen der Horstzentren über die Jahre sind mit berücksichtigt. Es ist anzunehmen, dass nahezu alle Wechselhorste eines Territoriums sich innerhalb des ausgewiesenen Revierzentrums (Durchmesser 1.400 m) befinden.

Insgesamt konnten auf diese Weise im Untersuchungsgebiet 55 Revierzentren abgegrenzt werden (Abb. 7). Dies entspricht, bezogen auf das gesamte ausgewiesene Untersuchungsgebiet, 4,8 Revierzentren/100 km<sup>2</sup> bzw. 5,7 Revierzentren/100 km<sup>2</sup> Waldfläche (Tab. 1). Der Abstand zwischen den Revierzentren zum nächsten Nachbarn betrug im Mittel  $2.627 \pm 1.101$  m (Spanne: 1.480 - 6.870 m). Der G-Wert nach Brown & Rothery (1975) beträgt  $G=0,93$ , deutet also auf



**Abbildung 7.** Habichtbeobachtungen (n = 270) im Nordschwarzwald (1970-2009). Dargestellt sind die Beobachtungen mit revieranzeigendem Verhalten (rote Sterne), sowie alle übrigen Beobachtungen (weiße Punkte). In grün ist die Waldfläche wiedergegeben. In der kleinen Karte links ist das ausgewiesene Untersuchungsgebiet schwarz umrandet. Kartengrundlage: Höhenmodell (30 m) als Relief (LUBW-rips 2007). – *Observations of Goshawk (n = 270) in the Northern Black Forest range (1970-2009). Red stars indicate observations with territorial behavior; white dots represent all other observation types. Woodland is given in green. The inlay defines the study region.*

eine vergleichsweise homogene Verteilung der Revierzentren über das Untersuchungsgebiet hin. Die vorliegenden Beobachtungen liefern keinen Hinweis auf eine Klumpung in bestimmten Landschaftsräumen. Die nachgewiesene Besetzungsdauer eines Revierzentrums beträgt im Mittel  $7,2 \pm 7,4$  Jahre (Spanne: 1-24 Jahre). Hierbei handelt es sich um Mindestwerte, da die Revierzentren nicht alljährlich systematisch kontrolliert wurden.

### 3.3.2 Revierbesetzungsrate, Nichtbrüteranteil und Abundanz

Über die jährliche Besetzungsrate der Revierzentren im Nordschwarzwald liegen keine Daten vor. In England liegt die Besetzungsrate bei durchschnittlich 70 % (Marquiss & Newton 1982). Auf Gotland/Schweden schwankt die Besetzungsrate zwischen 65-81% (Kenward et al. 1999). Zur Korrektur der Siedlungsdichteberechnung im Schwarzwald wurde daher von einer Besetzungsrate von 70 % ausgegangen. Daraus errechnet sich für den Nordschwarzwald für das gesamte Untersuchungsgebiet ein durchschnittlicher Brutbestand von 3,3 Brutpaaren pro 100 km<sup>2</sup>. Wird nur die Waldfläche in der Berechnung berücksichtigt, ergibt sich ein Bestand von 4,0 Brutpaaren/100 km<sup>2</sup> (Tab. 2). Um den Gesamtbestand zu ermitteln müssen allerdings auch die nicht brütenden Individuen berücksichtigt werden.

In einer ungestörten Habichtpopulation beteiligen sich einjährige Vögel nicht am Brutgeschehen; auch zweijährige Weibchen brüten selten (Kenward 1999). Aufgrund der geringeren Überlebensrate der Männchen im ersten Lebensjahr ist ein zu Gunsten der Weibchen verschobenes Geschlechterverhältnis die Regel. Dies hat zur Folge, dass nur 56 % aller im Frühling anwesenden Männchen und 33 % der Weibchen überhaupt einen Brutversuch unternehmen (Kenward 1999). Sollten diese demographischen Angaben aus Gotland (Schweden) auch auf den Nordschwarzwald übertragbar sein, errechnet sich für das Untersuchungsgebiet eine Siedlungsdichte von 15,9 Individuen pro 100 km<sup>2</sup> (Tab. 2).

### 3.3.3 Populationsentwicklung

Obwohl kein systematisches Monitoring besetzter Horste erfolgte, können aus dem vorliegenden Datenmaterial vorsichtige Schlüsse zur Populationsentwicklung gezogen werden. Hierbei gilt es aber zu berücksichtigen, dass der jährliche Begehungsaufwand nicht standardisiert ist und erst ab 1978 als relativ einheitlich zu bezeichnen ist. Vor diesem Zeitpunkt wurden im Vergleich zum Zeitraum 1978-2009 in etwa nur halb so viele Begehungen durchgeführt.

**Tabelle 2.** Schätzung der Siedlungsdichte des Habichts für die Jahre 1990 – 1999 (dem Jahrzehnt mit den meisten Nachweisen) im Nordschwarzwald unter den Annahmen einer jährlichen Besetzungsrate der Revierzentren von 70 % und der Übertragbarkeit der von Kenward (1999) ermittelten Nichtbrüteranteile (vgl. Text). – *Estimated breeding density of Goshawk in the years 1990 – 1999 (corresponding to the decade with the highest number of observations) in the Northern Black Forest forest range, assuming a yearly territory occupancy of 70% and a proportion of non-breeders as given by Kenward (1999) (see text).*

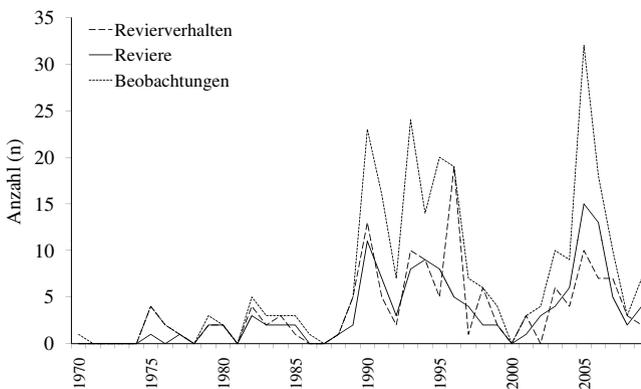
<i>Individuen/100 km<sup>2</sup></i> (im gesamten Untersuchungsgebiet)			
	<i>Brutvögel</i>	<i>Nichtbrüter</i>	<i>Summe</i>
♂	3,3	2,6	5,9
♀	3,3	6,7	10,0
<b>Summe</b>	<b>6,6</b>	<b>9,3</b>	<b>15,9</b>

**Tabelle 3.** Rekonstruierte Siedlungsdichte des Habichts im Nordschwarzwald in den vergangenen vier Jahrzehnten bei einer angenommenen engen Korrelation zwischen Beobachtungshäufigkeit und Siedlungsdichte (vgl. Text). – *Reconstructed breeding density of Goshawk in the Northern Black Forest range during the past four decades assuming a tight correlation between the number of sightings and breeding density (see text).*

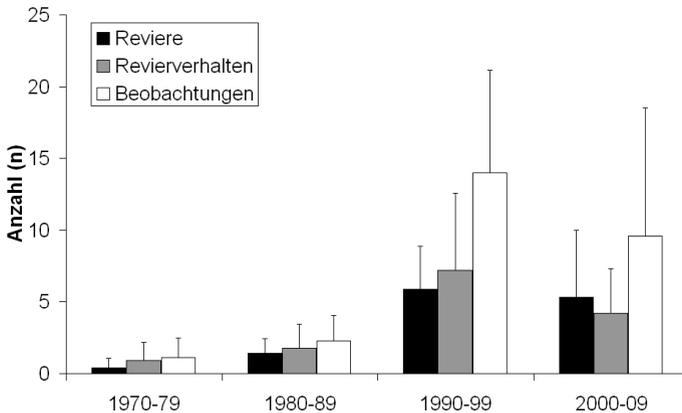
<i>Jahrzehnt</i>	<i>Brutpaare/100 km<sup>2</sup></i>
1970-1979	0,2
1980-1989	0,8
1990-1999	3,3
2000-2009	3,0

Die Habichtpopulation im Nordschwarzwald hat im Beobachtungszeitraum deutlich zugenommen (Abb. 8, 9). Bereits in den 1980er Jahren zeichnete sich eine Erholung des Bestandes nach dem Tiefstand in den 1970er Jahren ab. Zwar war der Begehungsaufwand vor 1978 nur halb so groß wie danach, aber die mittlere Anzahl der jährlich festgestellten besetzten Reviere im Nordschwarzwald hat sich von  $0,4 \pm 0,7$  (1970-1979) auf  $1,4 \pm 1,0$  (1980-1989) verdreifacht. In den 1990er Jahren dürfte sich die Population noch einmal vervierfacht haben auf eine mittlere Anzahl von  $5,9 \pm 3,0$  besetzter Reviere. Seit der Jahrtausendwende hat sich der Bestand auf diesem hohen Niveau gehalten, es wurden im Mittel  $5,3 \pm 4,7$  besetzte Reviere pro Jahr festgestellt. Wird die mittlere Anzahl der jährlich festgestellten besetzten Reviere auf die Siedlungsdichte umgerechnet und die durchschnittliche Abundanz von 3,3 Brutpaaren pro 100 km<sup>2</sup> in den Jahren 1990-1999 angenommen (vgl. Tab. 1), ergeben sich die in der Tab. 3 wiedergegebenen Werte.

Die Habichtpopulation im Nordschwarzwald weist jährlich starke Schwankungen auf. Sehr gute Habichtjahre waren 1990, 1993, 1994, 1995, 2005 und 2006, während in den



**Abbildung 8.** Jährliche Summe aller Beobachtungen und Beobachtungen mit revieranzeigendem Verhalten, sowie die Anzahl besetzter Revierzentren im Nordschwarzwald (1970-2009). – *Yearly totals of all observations (black), observations of territorial behaviour (red), and number of occupied territories (blue) in the Northern Black Forest range (1970 – 2009).*



**Abbildung 9.** Populationsentwicklung des Habichts im Nordschwarzwald, basierende auf der Anzahl besetzter Reviere, der Summe aller Beobachtungen und solcher mit revieranzeigendem Verhalten. Dargestellt sind die Mittelwerte pro Jahr (Balken) und deren Standardabweichung (Fahnen). – *Population dynamics of Goshawk in the Northern Black Forest range. The figure provides the number of occupied territories (black), the number of observations with territorial behaviour (grey), and the total number of observations (white) per decade. Bars give yearly means, flags indicate standard deviations.*

Jahren 1992, 2000 und 2008 nur sehr wenige Habichte beobachtet wurden. Dies könnte mit dem Zapfenangebot der Fichte zwei Jahre zuvor und der daran gekoppelten Abundanz des Eichhörnchens zusammenhängen. Nach Daten der Staatsklenge Nagold (schriftl. Mitteilung Ebinger) war z.B. 2003 ein Vollmastjahr der Fichte. Die Anzahl der Habichtbeobachtungen erreichte anschließend 2005 ein Maximum (Abb. 8).

### 3.4 Beutespektrum

#### 3.4.1 Jahreszeitliche Verteilung der Beutenachweise

Das Beutespektrum des Habichts kann sich im Jahresverlauf verändern. Dies ist zum einen auf das jahreszeitlich veränderte Beuteangebot zurückzuführen (Marquiss & Newton 1982). Insbesondere die Vogelgemeinschaft ist durch den Wegzug verschiedener Zugvogelarten im Winter in den Hochlagen stark verarmt. Zudem werden jahreszeitlich unterschiedliche Habitate bejagt (Kenward & Widen 1989, Tornberg & Colpaert 2001). Während der Brutzeit leben Habichte sehr heimlich und jagen nahezu ausschließlich im Wald. Im Winter werden hingegen auch offene Lebensräume genutzt. Zum anderen unterscheidet sich das Beutespektrum beim Habicht aufgrund des stark ausgeprägten Dimorphismus zwischen den Geschlechtern (Storer 1966, Reynolds 1972, Slagsvold & Sonerud 2007); das Weibchen ist in der Lage größere Beutetiere zu schlagen als das Männchen (Beusekom 1972, Opdam 1975, Reynolds & Meslow 1984, Widen 1984, Widen 1987, Goszcynski & Pilatowski 1986, Toyne 1998, Tornberg & Colpaert 2001). Während der Brutperiode und zu Beginn der Fütterungszeit werden Brut und Weibchen durch das kleinere Männchen mit Beute versorgt (Wyrwoll 1977, Anonymus 1990).

**Tabelle 4.** Verteilung der Beute-Nachweise des Habichts nach phänologischer Periode. – *Frequency distribution of records for Goshawk prey items by phenological period.*

<i>Periode</i>	<i>Dauer</i>	<i>Monate (n)</i>	<i>Rup- fungen</i>	<i>Jagdbeob- achtungen</i>	<i>Beutetiere gesamt</i>	<i>Beutetiere/ Monat</i>
Horstplatzbesetzung/Balz	Feb.-März	2	12	2	14	7,0
Brut-/Fütterungsperiode	April-Juni	3	47	2	49	16,3
Bettelflug/Führungszeit	Juli-Sep.	3	24	5	29	9,7
Herbst/Winter	Okt.-Jan.	4	2	6	8	2,0
<b>Summe</b>		<b>12</b>	<b>85</b>	<b>15</b>	<b>100</b>	<b>8,3</b>

Aus dem Schwarzwald liegen Daten aus dem Zeitraum zwischen Februar und November vor (Tab. 4). Deutlich überrepräsentiert ist die Brut- und Fütterungsperiode (April bis Juni), die Zeit in der in erster Linie das Männchen jagt. Auch aus der Bettelflugperiode und der Führungszeit, in der sich wieder beide Geschlechter an der Jagd beteiligen, liegen überdurchschnittlich viele Nachweise vor. Die Herbst- und Wintermonate sowie die Zeit der Horstplatzbesetzung sind hingegen stark unterrepräsentiert. Das vorliegende Datenmaterial erlaubt daher in erster Linie Aussagen zum brutzeitlichen Beutespektrum.

### 3.4.2 Nachgewiesene Beutetiere

Aufgrund der methodischen Limitierung können aus dem vorliegenden Datenmaterial nur Aussagen zu Vögeln als Beutetiere des Habichts getroffen werden. Über den Anteil und die Artenzusammensetzung der Säugetiere unter den Beutetieren des Habichts ist aus dem Schwarzwald nichts bekannt. Es ist nur eine Jagdbeobachtung dokumentiert, bei der ein Habicht einen unbestimmten Kleinsäuger geschlagen hat. Diese Beobachtung wurde aber in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt. Insgesamt wurden 99 Individuen aus 19 Vogelarten als Beutetiere nachgewiesen (Tab. 5, 6). Das Beutespektrum wird von vier Vogelfamilien dominiert. Tauben machen 45 % der Beute aus, Krähenvögel 17 %, Drosseln 14 % und Spechte 11 %. Obwohl der Habicht ein äußerst breites Nahrungsspektrum aufweist und Vogelarten von Goldhähnchen- bis Auerhahngröße greifen kann, sind nur fünf Vogelarten mit einem Anteil von  $\geq 5$  %

**Tabelle 5.** Beutespektrum des Habichts im Schwarzwald (1970-2009) nach taxonomischen Gruppen. – *Prey items of Goshawk in the Black Forest (1970-2009) by taxonomic groups.*

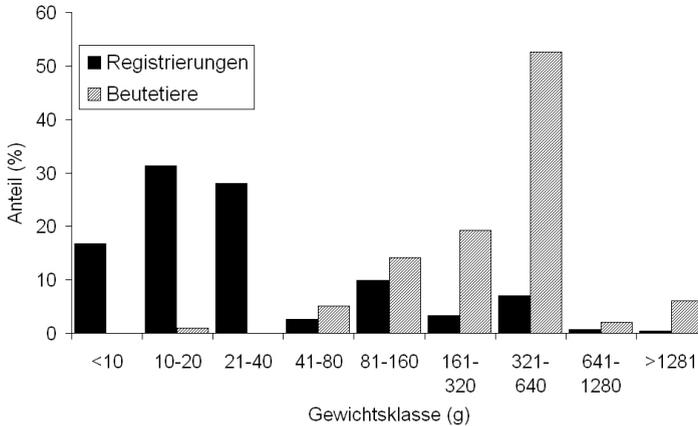
<i>Taxon</i>	<i>Anzahl</i>		<i>Gesamt-Biomasse</i>	
	<i>N</i>	<i>%</i>	<i>g</i>	<i>%</i>
<i>Tauben</i>	45	45	20.825	48
<i>Krähenvögel</i>	17	17	2.805	6
<i>Drosseln</i>	14	14	1.568	4
<i>Spechte</i>	11	11	2.350	5
<i>sonstige</i>	12	12	16.130	37
<b>Gesamt</b>	<b>99</b>	<b>100</b>	<b>43.678</b>	<b>100</b>

**Tabelle 6.** Beutespektrum des Habichts nach Arten getrennt nach Nord- und Südschwarzwald (1970-2009). – *Species overview on recorded prey items of Goshawk in 1970-2009 split between the Northern and Southern Black Forest ranges.*

Art	Gewicht (g)	Nord- schwarzwald		Süd- schwarzwald		Gesamt		Biomasse	
		Jagd	Rupfung	Jagd	Rupfung	N	%	g	
								g	%
<i>Ringeltaube</i>	485	1	25	1	8	35	35	16.975	39
<i>Taube spec.</i>	400	·	6	·	·	6	6	2.400	5
<i>Haustaube</i>	375	·	3	·	·	3	3	1.125	3
<i>Hohltaube</i>	325	·	1	·	·	1	1	325	1
<i>Eichelhäher</i>	165	·	10	·	7	17	17	2.805	6
<i>Buntspecht</i>	80	·	4	·	1	5	5	400	1
<i>Schwarzspecht</i>	325	2	4	·	·	6	6	1.950	4
<i>Misteldrossel</i>	125	·	3	·	3	6	6	750	2
<i>Amsel</i>	95	·	·	·	2	2	2	190	0
<i>Wacholderdrossel</i>	110	·	1	·	1	2	2	220	1
<i>Singdrossel</i>	102	·	1	·	1	2	2	204	0
<i>Drossel spec.</i>	94	1	·	·	·	1	1	94	0
<i>Ringdrossel</i>	110	·	·	1	·	1	1	110	0
<i>Haushuhn</i>	1.500	2	·	·	·	2	2	3.000	7
<i>Auerhuhn</i>	2.825	·	2	·	1	3	3	8.475	19
<i>Stockente</i>	1.125	1	·	·	·	1	1	1.125	3
<i>Waldschnepfe</i>	335	·	1	·	·	1	1	335	1
<i>Graureiher</i>	1.800	1	·	·	·	1	1	1.800	4
<i>Waldohreule</i>	285	·	1	·	·	1	1	285	1
<i>Mäusebussard</i>	875	·	·	·	1	1	1	875	2
<i>Turmfalke</i>	215	1	·	·	·	1	1	215	0
<i>Kleinvogel spec.</i>	20	1	·	·	·	1	1	20	0
<b>19 Arten</b>	<b>Ø 535</b>	<b>10</b>	<b>62</b>	<b>2</b>	<b>25</b>	<b>99</b>	<b>100</b>	<b>43.678</b>	<b>100</b>

vertreten: Ringeltaube (35 %), Eichelhäher (17 %), Schwarzspecht (6 %), Misteldrossel (6 %) und Buntspecht (5 %). Diese fünf Arten stellen 69 % aller nachgewiesenen Beutetiere.

Nach vorliegendem Datenmaterial schlägt der Habicht überwiegend Vögel ab Drosselgröße (Klasse >40 g) (Abb. 10). Von größter Bedeutung mit 52 % aller Beutetiere war die Gewichtsklasse von 321-640 g. Kleinere Vogelarten wurden hingegen gemieden. Die mittlere Beutemasse der 99 geschlagenen Vögel beträgt 441 g. Aus dem 40jährigen Beobachtungszeitraum liegen drei Nachweise vom Habicht geschlagener Auerhühner vor, was einem Anteil von 3% der Beutevögel entspricht (Tab. 8, 9). Dabei handelt es sich um einen Hahn und zwei Hennen, die alle während der Auerhuhnbalzzeit Anfang bis Mitte April geschlagen wurden. Im gleichen Beobachtungszeitraum wurden fünf Rissfunde vermeldet, also von Raubsägern geschlagene Auerhennen.



**Abbildung 10.** Anzahl vom Habicht geschlagener Vögel ( $n = 99$ ) im Vergleich zur Anzahl an Vogelregistrierungen ( $n = 4.654$ ) aus brutzeitlichen Transektzählungen ( $n = 42$ ) nach Gewichtsklasse in Prozent. – *Proportional distribution over body weight classes of Goshawk prey birds ( $n = 99$ ) compared to available birds registered during postbreeding transect counts ( $n = 42$  with a total of 4,654 registered birds).*

## 4 Weiterführende Diskussion, Methodenkritik und Literaturvergleich

### 4.1 Grenzen von Datensatz und Methode

Die vorliegende Untersuchung basiert nicht auf systematischen, speziell auf den Habicht ausgerichteten Untersuchungen. Vielmehr handelt es sich um zufällige Beobachtungen aus Projekten, die auf die boreal-alpine Artengruppe ausgerichtet waren. Deren Verbreitungsschwerpunkt ist im Nordschwarzwald auf die plateauartigen Hochlagen oberhalb 800 mNN konzentriert. In dieser Höhenstufe wurden deutlich mehr Begehungen durchgeführt, als in den tiefer gelegenen Tälern und Talhangbereichen der Murg und Enz. Traditionell werden die Enzhöhen, der Grindenschwarzwald und die vermoorten Waldbereiche auf der Enz-Nagold-Platte in der Umgebung von Oberreichenbach von Ornithologen jährlich besonders intensiv untersucht. Der Höhenzug Meistern und das Waldgebiet um Neuweiler auf der Enz-Nagold-Platte wurde hingegen nur wenig begangen. Auswertungen hinsichtlich Habitat- und Landschaftspräferenzen sind deshalb aufgrund des nicht standardisierten Flächenaufwandes nicht möglich.

Die Ausweisung der Revierzentren basiert nur selten auf direkten Horstnachweisen. Von einer gewissen Unschärfe ist bei der Zuordnung von Beobachtungen mit revieranzeigendem Verhalten zu Revierzentren auszugehen, vor allem bei eng beieinanderliegenden Horstzentren verschiedener Reviere. Zudem können Revierzentren über die Jahre auch dauerhaft verweisen, wenn sich die Waldstruktur gravierend verändert hat. Die Kulmination der Revierzentren über einen Zeitraum von nahezu 40 Jahren für die Siedlungsdichteberechnung ist hier besonders kritisch zu sehen, kam es in diesen Zeitraum doch zu zwei großen Sturmwurfereignissen (1990: „Vivian & Wiebke“, 1999: „Lothar“). Eine Verlagerung des Revierzentrums aufgrund solcher Störungen konnte im Nordschwarzwald mehrfach belegt werden. Dabei wurde das Revierzentrum aber lediglich in den nächstgelegenen, geschlossenen Altholzbestand im Umkreis von

maximal 1 km verlagert (F. Straub; unveröff. Beob.). Aufgrund der methodisch festgelegten Skalierung der Revierzentren mit 1,4 km Durchmesser sind solche Verschiebungen in der Regel in den ausgewiesenen Revierzentren berücksichtigt.

Der Habicht gilt aufgrund seiner heimlichen Lebensweise als eine der am schwierigsten zu erfassenden Vogelarten Mitteleuropas. Negativnachweise können nicht erbracht werden. Verbreitungslücken bedeuten insofern lediglich, dass aus dem betreffenden Bereich keine Beobachtungen vorliegen. Keinesfalls darf daraus der Schluss gezogen werden, dass in diesem Gebiet keine Habichte vorkommen. Die ausgewiesenen Revierzentren wurden in keinem Jahr systematisch auf der Fläche kontrolliert. Ein Besetzungsnachweis beruht auf zufälligen Beobachtungen. Die Untersuchung ist deshalb nur eingeschränkt mit speziell auf den Habicht ausgerichteten Studien zu vergleichen, in denen alle Horste bekannt waren und alljährlich kontrolliert werden (z.B. Bezzel et al. 1997, Krüger & Lindström 2001). Aufgrund des hohen Begehungsaufwandes stellen die zufälligen Beobachtungen jedoch einen zuverlässigen Indikator der Populationsentwicklung dar.

Das Beutespektrum wurde über zufällig aufgefundene Rupfungen und Jagdbeobachtungen ermittelt. Über Rupfungen kann der Anteil an Säugetieren am Beutespektrum nicht abgeschätzt werden, obwohl diese im Beutespektrum des Habichts einen nicht unerheblichen Anteil einnehmen können (Watson et al. 1998). Die Wahrscheinlichkeit eines Rupfungsfundes ist auch nicht über alle geschlagenen Beutetiere hinweg gleich. Beutetiere mit einem hellen Gefieder, wie z.B. Tauben, sind deutlich leichter zu finden, als solche mit dunklem oder gar Tarngefieder, wie z.B. Waldschnepfen (Kenward 1979). Auch größere Beutetiere, wie z.B. Auerhühner, dürften im Vergleich zu kleineren, wie z.B. diverse Kleinvögel, deutlich überrepräsentiert sein (Rutz 2003, Tornberg & Reif 2007). Der Umkreis von Habichthorsten wird regelmäßig von Füchsen nach Großresten von Beutetieren abgesucht. Federn können dabei so verbissen werden, dass die Rupfung als solche nicht mehr dem Habicht zuzuordnen ist (Toyne 1998).

#### **4.2 Siedlungsdichte**

Die Siedlungsdichte des Habichts im Nordschwarzwald von 3,3 Brutpaaren/100 km<sup>2</sup> ist im Vergleich zu anderen Gebieten in Mitteleuropa als leicht unterdurchschnittlich einzuschätzen. Für Deutschland beträgt die mittlere Abundanz nach den Daten des „Monitorings Greifvögel und Eulen“ (Mammen & Stubbe 2005) 3,9 Brutpaare/100 km<sup>2</sup> (Spanne: 0,8 bis 14,0, n = 147 Untersuchungsgebiete). In der Schweiz liegt die Siedlungsdichte bei 2,0 bis 7,0 Brutpaaren/100 km<sup>2</sup> (Maumary et al. 2007). In Mitteleuropa beträgt die Siedlungsdichte 0,5 bis 7,0 Brutpaare/100 km<sup>2</sup> (Bauer et al. 2005). Im Nordschwarzwald dürfte das geringe Beuteangebot im Winter für den Habicht limitierend sein. In den Hochlagen verbleiben nur wenige Vogelarten und deren Siedlungsdichte ist gering. Aufgrund der Armut an größeren Stillgewässern stehen auch keine größeren Wasservogelansammlungen als alternative Beute zur Verfügung. Die Regulation der Habichtbestände wird weitestgehend von der Wintermortalität gesteuert, die in erster Linie von der Beuteverfügbarkeit abhängig ist. Die durchschnittliche Mortalitätsrate einjähriger Habichte beträgt in den Wintermonaten 50 %, die der älteren Vögel 20,5 % (Tornberg & Colpaert 2001).

Aus Mitteleuropa liegen keine Angaben zum Floater-Anteil in einer Habichtpopulation vor. Ob die Ergebnisse aus Schweden (Kenward et al. 1999) ohne weiteres auf den Nordschwarzwald übertragen werden können, bleibt unsicher. Nach Hunt (1998) ist in ungestörten Greifvogelpopulationen aber generell mit einem Nichtbrüteranteil von 30-40 % zu rechnen.

Der Anteil an einjährigen Vögeln betrug in einer Habichtpopulation in Nordrhein-Westfalen 32 % (Krüger 2007).

Im Nordschwarzwald sind die Revierzentren des Habichts nach der G-Statistik homogen verteilt. Andere Untersuchungen kommen zu einem ähnlichen Ergebnis und die G-Werte beim Habicht schwanken zwischen 0,79 und 0,99 (Penteriani 1997, Selas 1998, Poirazides et al. 2007). Im Dadia Nationalpark in Griechenland beträgt der mittlere Nestabstand zum nächsten Horst  $3.061 + 1.088$  m bei einer Spanne von 1.739 bis 5.134 m (Poirazides et al. 2007). Aus den Abruzzen (Italien) ist ein Abstand von  $3,5 + 1,0$  km (Spanne: 2,0-4,9 km) dokumentiert (Penteriani 1997). Kostrzewa (1987) gibt einen Wert von  $3.000 + 1.600$  m für die Niederrheinische Bucht an. Die Abstände der Revierzentren aus dem Nordschwarzwald von  $2.627 \pm 1.101$  m (Spanne: 1.480-6.870 m) fügen sich gut in dieses Bild ein.

### **4.3 Populationsentwicklung**

Der Bestand des Habichts nahm in Baden-Württemberg in den 1950er und 1960er Jahren sehr stark ab und dürfte um 1970 nur noch 100 Paare umfasst haben (Hölzinger 1987). Dies entspricht einer landesweiten durchschnittlichen Siedlungsdichte von 0,3 Brutpaaren/100 km<sup>2</sup>, welche sich gut mit dem für den Nordschwarzwald rekonstruierten Wert aus dem Zeitraum 1970-1979 deckt. Die Ursachen des Rückgangs sind zum einen auf direkte Verfolgung, zum anderen auf die Belastung durch Umweltchemikalien zurückzuführen (Gatter 2000). Seit 1977 ist der Habicht ganzjährig geschont; die letzte Ausnahmegenehmigung zur Tötung wurde im Land 1984 erteilt (Hölzinger 1987). Die Anreicherung von Umweltchemikalien, insbesondere HCB, DDE und PCB im Organismus von Topprädatoren wie dem Habicht führt zu einer reduzierten Lebensdauer und Fortpflanzungsrate (Ratcliffe 1970, Bijlsma 1991, Kenntner et al. 2003). Aufgrund der ganzjährigen Schonzeit und der abnehmenden Biozidbelastung konnte sich die Habichtpopulation erholen. 1980 hatte sich der Bestand in Baden-Württemberg im Vergleich zu 1970 bereits verfünffacht (Hölzinger 1987). Diese Entwicklung zeichnet sich auch im Nordschwarzwald ab. Vollständig erholt hatte sich der Habichtbestand hier aber erst ab 1990. Seitdem kann die Population als gesättigt gelten, da keine weitere Zunahme zu beobachten war. Am Randecker Maar haben die Durchzugszahlen zwischen 1970 und 2000 hoch signifikant zugenommen (Gatter 2000). Besonders ab 1992 ist eine deutliche Zunahme der Beobachtungen zu verzeichnen (Gatter 2000).

Die Ursachen der jährlichen Bestandsschwankungen sind bislang nicht geklärt. Auffallend ist, dass diese Schwankungen großflächig synchron verlaufen (Ranta et al. 2003). Die Daten des bundesweiten Greifvogelmonitorings zeigen jährliche Fluktuationen mit Maximalbeständen in den Jahren 1999 und 2001 und Bestandsrückgängen 2000 und 2002. Die Bestandsschwankungen scheinen mit denen des Mäusebussards synchronisiert (Mammen & Stubbe 2005). Im Nordschwarzwald ist ein Zusammenhang zwischen der Anzahl besetzter Habichtreviere und dem Zapfenangebot der Fichte wahrscheinlich. Zwei Jahre nach der Vollmast 2003 wurden im Jahr 2005 die maximale Anzahl besetzter Reviere dokumentiert. In Vollmastjahren erreicht die Eichhörnchenabundanz, eines der bedeutendsten Beutetiere des Habichts im Winter, ein Maximum (Widen 1987). Die Überlebensrate von Habichten ist stark vom winterlichen Beuteangebot abhängig (Sunde 2002). Da Habichte erst ab dem zweiten, in der Regel aber dritten Kalenderjahr am Brutgeschehen teilnehmen, erklärt eine erhöhte Winterüberlebensrate juveniler Habichte den um zwei Jahre verzögerten Bestandsanstieg.

#### 4.4 Beutespektrum

Anhand des vorliegenden Datenmaterials waren keine Aussagen zum Säugetieranteil im Beutespektrum des Habichts möglich. Säugetiere können in der Ernährung des Habichts aber eine bedeutende Rolle spielen. Nach einer Auswertung der Literatur über das brutzeitliche Beutespektrum des Habichts schwankt der Säugetieranteil weltweit zwischen 4 und 54 %, in Mitteleuropa zwischen 8 und 23 % (Uttendörfer 1939, Höglund 1964, Storer 1966, Beusekom 1972, Opdam 1975, Kenward 1979, Marquiss & Newton 1982, Reynolds & Meslow 1984, Bloom et al. 1986, Goszczynski & Pilatowski 1986, Rockenbauch in Hölzinger 1987, Widen 1987, Garrigues et al. 1990, Kennedy 1991, Bosakowski et al. 1992, Boal & Mannan 1994, Manosa 1994, Verdejo 1994, Padiál et al. 1998, Toyne 1998, Watson et al. 1998). Das Beutespektrum unterscheidet sich zudem zwischen den Jahreszeiten signifikant (Marquiss & Newton 1982). Während zur Brutzeit Vögel das Beutespektrum dominieren, werden im Winter überwiegend Säugetiere geschlagen. In Südschweden beträgt der Säugetieranteil im Sommer 14 %, im Winter hingegen 79 % (Widen 1987). Hierbei handelte es sich in erster Linie um Eichhörnchen. Diese dürften auch im Schwarzwald eine bedeutende Rolle spielen, worauf der angedeutete Zusammenhang zwischen Fichtenmast und Habichtbestand hindeutet. Auch das Habitat hat einen Einfluss auf den Anteil geschlagener Säugetiere. Der Säugetieranteil am brutzeitlichen Beutespektrum ist bei Habichten, die in kleineren Wäldern brüten größer als von solchen, die in großen Waldkomplexen nisten (Toyne 1998). Aufgrund des nicht abschätzbaren Säugetieranteils ist die Ermittlung eines auf die Beutearart bezogenen Konsums bzw. einer Tötungsrate im Nordschwarzwald momentan nicht möglich.

Der Habicht ist in der Lage, Vögel von Goldhähnchen- bis Auerhahngröße und Säugetiere von Maus- bis Hasengröße zu schlagen. Allerdings sind kleine Beutetiere für den Habicht energetisch ungünstig. Die Relation an investierter Energie für die Jagd und Energieertrag durch die Beute rechnet sich für diese relativ große Greifvogelart nicht (Reynolds & Meslow 1984, Slagsvold & Sonnerud 2007). Andererseits sind zu große Beutetiere aufgrund des erhöhten Verletzungsrisikos („physische Begrenzung“) ebenfalls nicht ideal (Reynolds & Meslow 1984, Slagsvold & Sonnerud 2007). Zudem können große Beutetiere nicht vollständig verzehrt werden. Ein Hauptteil der zur Verfügung stehenden Biomasse wird bei Beutetieren mit einem Gewicht über 500 g nicht verzehrt und fällt Aasfressern anheim. Das optimale Beutegewicht dürfte zwischen 300 und 600 g liegen, worauf das ermittelte durchschnittliche Beutegewicht in vielen Studien hindeutet (Uttendörfer 1939, Höglund 1964, Storer 1966, Opdam 1975, Reynolds & Meslow 1984, Widen 1987, Watson et al. 1998, Rutz 2003, Rutz 2004).

In seiner Beutewahl gilt der Habicht als ubiquitär und das Beutespektrum wird in erster Linie durch die Verfügbarkeit determiniert (Marquiss & Newton 1982, Marti et al. 1993). Je diverser die Avifauna in der Umgebung ist, desto diverser ist das Beutespektrum (Opdam 1975). Die Beutetierarten der Größenklasse 80 bis 640 g, die im jeweiligen Lebensraum am häufigsten vorkommen, stellen den größten Anteil am Beutespektrum (Brüll 1964, Höglund 1964, Opdam et al. 1977, Linden & Wikman 1983, Goszczynski & Pilatowski 1986, Toyne 1998, Rutz 2004, Salafsky et al. 2005). Die in der vorliegenden Studie am häufigsten nachgewiesenen Beutetiere Ringeltaube und Eichelhäher sind in der Vogelgemeinschaft des Schwarzwaldes die dominierenden Vertreter der Größenklasse 80 bis 640 g. In Mitteleuropa ist ein hoher Ringeltaubenanteil zwischen 15 und 41 % am Beutespektrum des Habichts während der Brutzeit typisch (Tinbergen 1936, Uttendörfer 1952, Kenward 1979, Marquiss

& Newton 1982, Toyne 1998, Möller et al. 2009). Ringeltauben werden in Dänemark 3,2-mal häufiger vom Habicht geschlagen als ihre Abundanz es erwarten lassen würde (Möller et al. 2009). Der Reproduktionserfolg der Habichte in Mitteleuropa ist mit dem Taubenanteil im Beutespektrum positiv korreliert (Krüger & Stefener 1996). Ältere und erfolgreichere Vögel weisen einen höheren Taubenanteil in der Ernährung auf als jüngere und weniger erfolgreiche (Rutz et al. 2006). Auch der hohe Anteil an Krähenvögeln und Drosseln ist für diesen Raum charakteristisch (Uttendörfer 1939, Rockenbauch in Hölzinger 1987, Toyne 1998), wobei Jungvögel dieser Arten präferiert werden (Nielsen & Drachmann 1997, Penteriani 1997, Padial et al. 1998, Toyne 1998, Rutz 2004). Mit abnehmendem Waldanteil steigt der Anteil an Krähenvögeln im Beutespektrum an (Tornberg et al. 2009). Aus Süddeutschland liegen nur zwei Untersuchungen zur Beutewahl des Habichts vor. Auf der Schwäbischen Alb sind ebenfalls Drosseln (42 %), Krähenvögel (16 %) und Tauben (16 %) am bedeutendsten (Rockenbauch in Hölzinger 1987). In Bayern stellen die Ringeltauben und Drosseln mit Abstand den bedeutendsten Beitrag am Beutespektrum (Bezzel et al. 1997). In Mitteleuropa ernähren sich Habichte überwiegend von Tauben, Krähenvögeln, Drosseln, Eichhörnchen und Hasen (Uttendörfer 1939, Kramer 1973, Schnurre 1973, Ziesemer 1983, Nielsen & Drachmann 1997, Penteriani 1997, Rutz 2003, Rutz 2004). In Südeuropa werden hingegen vor allem Kaninchen und Rothühner, in den borealen Gebieten die kleineren Raufußhuhnarten (Haselhuhn, Birkhuhn) und das Eichhörnchen präferiert (Höglund 1964, Sulkava 1964, Linden & Wikman 1983, Angelstam 1984, Widen 1987, Manosa 1994, Tornberg 1997, Padial et al. 1998, Tornberg & Colpaert 2001, Tornberg et al. 2009).

#### **4.5 Einfluss des Habichts auf Raufußhuhnpopulationen**

##### *4.5.1 Grundlagen*

In der Ökologie wurde lange Zeit angenommen, dass Prädatoren generell keinen Einfluss auf ihre Beutetierpopulationen haben können, da ausschließlich kranke oder anderweitig geschwächte Individuen abgeschöpft werden (Errington 1956). Etliche aktuelle Untersuchungen aus dem englischsprachigen und skandinavischen Raum stellen das Errington'sche Paradigma aber in Frage, da zumindest unter gewissen Umständen ein Effekt von Prädatoren auf deren Beutetierpopulationen nachgewiesen werden konnte (Marcström et al. 1988, Newton 1993, Krebs et al. 1995, Korpimäki & Krebs 1996, Tapper et al. 1996, Hubbs & Boonstra 1997, Korpimäki & Norrdahl 1998, Byrom et al. 2000, Thirgood et al. 2000b). Der Nachweis, dass ein Prädatör Einfluss auf seine Beutetierpopulation hat ist allerdings äußerst schwierig und nur mit hohem Untersuchungsaufwand zu erbringen (Valkama & Korpimäki 2002, Valkama et al. 2005). Allein über den prozentualen Anteil eines Beutetiers am Beutespektrum eines Prädators sind keine Aussagen zum Prädationseinfluss möglich.

Im Gegensatz zu Skandinavien und dem englischsprachigen Raum liegt aus Mitteleuropa bislang keine Untersuchung zu Räuber-Beute-Systemen vor, in der in einem ausreichend langen Monitoring die Populationsstruktur von Prädatör und Beutetier sowie die jeweilige Tötungsrate ermittelt wurde (Valkama & Korpimäki 2002, Valkama et al. 2005). Bislang liegen keine Studien zum Einfluss des Habichts auf seine Beutetierpopulationen aus Mitteleuropa vor. Die skandinavischen Erkenntnisse zum Räuber-Beute-System Habicht und Raufußhühner (Linden & Wikman 1983, Widen 1987, Tornberg 2001) lassen sich jedoch nicht direkt auf Mitteleuropa übertragen, da die Prädatorengemeinschaft, die Siedlungsdichte der

Raufußhühner und die vorhandenen alternativen Beutetiere sich grundlegend unterscheiden (Valkama & Korpimäki 2002).

#### 4.5.2 Habicht und Raufußhühner in borealen Gebieten

In Skandinavien ernähren sich Habichte während der Brutzeit mit einem Anteil von 15-44 % überwiegend von Raufußhühnern, wobei die kleineren Arten wie das Haselhuhn mit 4-34 %, das Moorschneehuhn mit 5-32 % und das Birkhuhn mit 12-15 % der konsumierten Biomasse von besonderer Bedeutung sind (Wikman & Tarsa 1980, Forsman & Ehrnsten 1985, Linden & Wikman 1983, Widen 1987, Tornberg & Sulkava 1991, Tornberg 1997, Tornberg 2001, Tornberg & Colpaert 2001). Der Auerhuhnanteil im Beutespektrum des Habichts übersteigt in Skandinavien hingegen, trotz der im Vergleich zu mitteleuropäischen Verhältnissen weit höheren Abundanz dieser Art, einen Anteil von 7 % nicht (Wikman & Tarsa 1980, Forsman & Ehrnsten 1985, Linden & Wikman 1983, Widen 1987, Tornberg & Sulkava 1991, Tornberg 1997, Tornberg 2001, Tornberg & Colpaert 2001, Tornberg 2009). Dies ist auf die Körpergröße des Auerhuhns zurückzuführen, die das optimale Beutegewicht des Habichts von 300 - 600 g weit übersteigt (Widen 1987, Tornberg 2001). Daraus erklärt sich auch, warum beim Birk- und Auerhuhn mehr Hennen als Hähne geschlagen werden. In den schwedischen Untersuchungen waren z.B. 77 % der geschlagenen Auerhühner Weibchen (Widen 1987). Der hohe Raufußhuhnanteil am Beutespektrum borealer Habichte ist auf die Struktur der Vogelgemeinschaft zurückzuführen. Raufußhühner dominieren die Gewichtsklasse von 300 - 600 g und deren Siedlungsdichte beträgt im Vergleich zu Mitteleuropa ein Vielfaches. Andere Vogelarten in dieser Gewichtsklasse, wie z. B. Tauben oder Krähenvögel, sind nur in einer geringen Abundanz vertreten und spielen deswegen als alternative Beutetiere nur eine untergeordnete Rolle.

Die Prädationsrate des Haselhuhns durch den Habicht ist in Finnland sehr hoch und der Habicht schlägt während der Brutzeit ca. 12 % und über das ganze Jahr betrachtet ca. 36 % der vorhandenen Haselhühner (Linden & Wikman 1983). In Schweden schlagen Habichte während der Brutsaison im Schnitt 4,9 männliche und 11,3 weibliche Birkhühner je 100 km<sup>2</sup>. Dies entspricht einer Prädationsrate von 3,9 bzw. 6,3 % (Widen 1987). Nach Angelstam (1984) werden in Skandinavien 11 % der männlichen und 23 % der weiblichen Birkhühner pro Jahr vom Habicht geschlagen. In Südfinnland variiert die Prädationsrate des Habichts bei Raufußhühnern je nach Art zwischen 7 und 32 %, mit dem höchsten Wert beim Moorschneehuhn und dem niedrigsten beim Auerhuhn (Tornberg 2001). Beträgt die Prädationsrate  $\geq 20$  % ist ein Einfluss des Prädators auf die Beutetierpopulation wahrscheinlich (Linden & Wikman 1983).

Die Abhängigkeit des Habichts von Raufußhühnern in Skandinavien spiegelt sich auch im Langzeitrend der Habichtbestände wieder. Der Raufußhuhnbestand in Skandinavien und Finnland hat in der Zeit von 1950 bis 1960 um ca. 60 % abgenommen. Simultan brachen die Habichtbestände von durchschnittlich 5 auf 3 Brutpaare/100 km<sup>2</sup> ein. Dieser Rückgang wird als numerische Reaktion auf die abnehmenden Raufußhuhnbestände interpretiert, da im borealen Bereich neben den Raufußhühnern keine alternativen Beutetiere in der optimalen Gewichtsklasse und in ausreichender Menge für den Habicht zur Verfügung stehen (Linden & Wikman 1983, Widen 1997). Neben dieser numerischen Reaktion konnte eine Umstellung auf alternative Beutetiere beobachtet werden. Simultan zur Abnahme der Raufußhuhnbestände hat deren Anteil an der Ernährung des Habichts um ca. 50 % abgenommen und wurde durch Krähenvögel, Tauben und Drosseln ersetzt (Sulkava, Linkola & Lokki 2006, Johansen et al. 2007). Dies ist als funktionale Reaktion zu deuten.

Nach Widen (1987) unterscheidet sich der Anteil an Birkhühnern an der Habichternährung in Schweden zwischen den Jahren nicht und korreliert auch nicht mit der Birkhuhnabundanz im selben oder folgenden Jahr. Eine funktionale oder numerische Reaktion konnte in dieser Untersuchung also nicht nachgewiesen werden. Eine schwache numerische Reaktion mit zweijähriger Zeitverzögerung wurde zwischen der Revierbesetzungsrate des Habichts und der Raufußhuhnabundanz in Finnland nachgewiesen (Tornberg 2001). Eine ähnliche Reaktion aber deutlich schwächer war auch in Südnorwegen feststellbar (Selas & Kalas 2007). Hier konnte eine positive Korrelation zwischen der Siedlungsdichte des Habichts und derjenigen der Raufußhühner dokumentiert werden (Selas 1998). Der jährliche Bruterfolg des Habichts ist in Finnland positiv mit der Raufußhuhnabundanz korreliert (Byholm et al. 2002). Tornberg (2001, 2009) weist in Finnland eine schwache funktionale Reaktion nach. Allerdings waren die Bestandsfluktuationen der Raufußhuhnbestände gering und die höchsten Prädationsraten konnten in Jahren mit geringer Raufußhuhnabundanz nachgewiesen werden. Dies entspricht der Reaktion eines Nahrungsspezialisten, der nicht in der Lage ist, sich auf alternative Beutetiere umzustellen. Die funktionale Reaktionskurve hat in diesem Falle eine konkave Form (Typ II). Die Gesamtreaktion ist damit invers Dichte abhängig. Eine solche Funktion indiziert eine verzögerte Dichteabhängigkeit und einen destabilisierenden Effekt auf die Beutetierpopulation (Sinclair & Pech 1996). Dem widersprechen die Untersuchungen von Linden & Wikman (1983) in Südfinnland. Die Habichtbestände zeigten hier keine numerische, sondern eine funktionale Reaktion auf fluktuierende Raufußhuhnbestände. Bei niedriger Haselhuhnabundanz greifen die Habichte dort vermehrt Drosseln und Krähenvögel. Die funktionale Reaktionskurve hat eine sigmoidale Form (Typ III). Dies deutete darauf hin, dass bei geringer Raufußhuhnabundanz die Jagd auf diese Beutetiergruppe für den Habicht ineffizient wird. Die Prädationsrate ist bei geringer Beutetierabundanz direkt, bei hoher Beutetierabundanz aber invers Dichte abhängig. Theoretisch wirkt eine solche funktionale Reaktion auf die Beutetierpopulation stabilisierend (Murdoch & Oaten 1975, Taylor 1984, Sinclair & Pech 1996).

Zusammenfassend erscheint in Skandinavien unter gewissen Umständen ein Einfluss des Habichts auf die Populationen der kleineren Raufußhuhnarten Haselhuhn, Moorschneehuhn und Birkhuhn, zumindest in Jahren mit geringer Abundanz, plausibel (Tornberg et al. 2009). Ein Einfluss des Habichts auf die Auerhuhnpopulation konnte jedoch in keiner der umfangreichen Untersuchungen nachgewiesen werden. Aufgrund des generell geringen Auerhuhnanteils am Beutespektrum des Habichts, der immer weit unter 20 % liegt, scheint ein solcher Einfluss schon aus theoretischen Überlegungen eher unwahrscheinlich (Tornberg et al. 2009).

#### *4.5.3 Zum Einfluss des Habichts auf die Auerhuhnpopulation im Nordschwarzwald*

Die Erkenntnisse aus der borealen Zone lassen sich nicht direkt auf die Situation im Schwarzwald übertragen. In der Gewichtsklasse von 300-600 g dominieren in der temperierten Zone, im Gegensatz zu den borealen Regionen, Ringeltauben und Krähenvögel die Vogelgemeinschaft. Der größte Einfluss des Habichts auf die Auerhuhnpopulation wäre zu erwarten, wenn die Habichtabundanz nach Fichtenvollmastjahren hoch ist, die Eichhörnchenbestände aber bereits wieder zusammengebrochen sind. Da Habichte in der Lage sind, auf alternative Beute umzuschwenken (Doyle & Smith 1994), dürfte unter diesen Umständen im Nordschwarzwald die Prädationsrate auf das Auerhuhn ein Maximum erreichen. In diesen Phasen sind möglicherweise junge Auerhühner, die von ihrer Größe her dem optimalen Beutegewicht von 300-600 g entsprechen, einer höheren Prädation ausgesetzt. In Skandinavien werden Jungvögel von

Raufußhühnern vom Habicht vor allem im Spätsommer konsumiert, was auf deren Gewichtsklasse zu dieser Zeit zurückgeführt wird (Tornberg 2001, Reif et al. 2004). Im Gegensatz zu den kleineren Raufußhuhnarten nimmt die Prädationsrate durch den Habicht allerdings mit dem Heranwachsen der Jungvögel beim Auerhuhn schnell ab (Reif et al. 2004).

Eine abschließende Bewertung des Prädationseinflusses des Habichts auf die Auerhuhnpopulation im Nordschwarzwald ist mit der vorliegenden Datenlage nicht möglich. Trotz der kleinen Stichprobengröße deutet der 3 %-Anteil am Beutespektrum an, dass das Auerhuhn im Schwarzwald vom Habicht relativ selten geschlagen wird. Die Siedlungsdichte des Habichts war von 1960-1980 im Nordschwarzwald auf einem historischen Tiefstand von nur 0,2 Brutpaaren/100 km<sup>2</sup>. Gerade in dieser Zeit sind die Auerhuhnbestände aber am stärksten eingebrochen. Im Forstbezirk Klosterreichenbach (FDS) hat z.B. der Auerhuhnbestand zwischen 1955 und 1971 auf 3.400 ha von 40 auf drei balzende Hähne abgenommen (Weitbrecht & Kuppler 1971). Infolge der festgestellten Abnahme der Population wurde daher für das Auerhuhn 1971 eine ganzjährige Schonzeit festgesetzt (Hölzinger & Boschert 2001).

#### **4.6 Forschungsbedarf**

Räuber-Beute-Beziehungen sind komplex. Nur durch umfangreiche und langjährige Untersuchungen ist ein Einblick in die Zusammenhänge möglich (Valkama et al. 2005, Park et al. 2008). Aus dem Schwarzwald liegt bislang keine ausreichende Datengrundlage vor, die eine tiefer gehende Analyse des Prädationseinflusses des Habichts auf die Auerhuhnpopulation möglich machen würde. Eine solche Datenbasis kann nur durch ein intensives Langzeitmonitoring geschaffen werden.

Aussagen zum Prädationseinfluss sind nur möglich, wenn die Prädationsrate bestimmt werden kann. Dies erfordert sowohl Informationen über die Populationsstruktur des Habichts als auch zu jener des Auerhuhns. Ferner muss der Anteil des Auerhuhns im Beutespektrum des Habichts bekannt sein. Da die Prädationsrate jährlichen Schwankungen unterworfen ist, müssen diese Parameter über mehrere Jahre erfasst werden. Über die Populationsstruktur des Habichts gibt die vorliegende Arbeit einen ersten Anhaltspunkt. Allerdings beruhen die angegebenen Abundanzwerte z.T. auf Literatur-gestützten Annahmen. So wurde die Besetzungsrate der Habichtreviere auf 70 % geschätzt. Ob dieser Wert tatsächlich für den Schwarzwald zutrifft ist nicht bekannt. Auch ist nicht bekannt, ob der Nichtbrüteranteil im Schwarzwald wirklich dem auf Gotland entspricht. Ebenfalls unbekannt ist die durchschnittliche Anzahl an Jungen. Diese Annahmen wirken sich erheblich auf die Populationsschätzung und damit auf die zu ermittelnde Prädationsrate aus. Demographische Studien am Habicht erfordern einen sehr hohen Aufwand. Studien aus dem englischsprachigen und skandinavischen Raum zeigen, dass 60-100 Territorien über mindestens acht Jahre kontrolliert werden müssen, um belastbare Aussagen ableiten zu können (Reynolds et al. 2005).

Neben einem Monitoring der Habichtpopulation wären Erhebungen zur Struktur und Demographie der Auerhuhnpopulation notwendig. Wichtig wären Kenntnisse der Mortalitätsraten und Mortalitätsursachen nicht nur der Hähne, sondern der Jungvögel und Hennen, da vor allem sie es sind, die dem Prädationsrisiko durch den Habicht ausgesetzt sind. Um den Einfluss des Habichts und anderer Prädatoren abzuschätzen, wäre ein Auerhuhn-Monitoring erforderlich, das Aussagen zur Anzahl und Mortalität beider Geschlechter und aller Altersklassen erlaubt (Valkama et al. 2005)

Neben diesen Daten zur Populationsstruktur von Räuber und Beute ist es unabdingbar, das Beutespektrum des Habichts in einer ausreichend großen Stichprobe zu erfassen. Da sich der Auerhuhnanteil im Nahrungsspektrum des Habichts im einstelligen Prozentbereich bewegt, ist eine jährliche Stichprobengröße von mindestens 1.000 Beutetieren erforderlich, um valide Aussagen machen zu können. Die vorliegende Studie gibt zwar einen ersten Einblick in das Beutespektrum des Habichts im Schwarzwald, ist aber aufgrund der methodischen Limitierungen zur Ermittlung von Prädationsraten nicht geeignet. Zum einen ist der Säugetieranteil an der Ernährung des Habichts im Schwarzwald nicht bekannt, zum anderen unterliegt das Beutespektrum jahreszeitlichen und jährlichen Veränderungen. Zur Erhöhung des Stichprobenumfangs sind systematische Beuteresteausammlungen während der Brutzeit in den Horstbereichen empfehlenswert. Zur genauen Ermittlung des Säugetieranteils ist die Videoüberwachung von Horsten unumgänglich. Das außerbrutzeitliche Beutespektrum kann nur per Telemetrie erforscht werden.

Aufgrund der obigen Überlegungen erscheinen folgende Untersuchungen geeignet und realisierbar, um einer Beantwortung der Frage nach dem Einfluss des Habichts auf die Auerhuhnpopulation im Schwarzwald näher zu kommen:

- Etablierung eines Monitorings zum Habicht auf der Basis von Zufallsbeobachtungen
- Ermittlung der Besetzungsrates und des Bruterfolgs: Gezielte Horstsuche in den bekannten Habichtrevieren und anschließend systematisches Monitoring besetzter Horste
- Ermittlung des brutzeitlichen Beutespektrums: Systematische Aufsammlung von Beuteresten im unmittelbarem Bereich besetzter Horste
- Ermittlung des brutzeitlichen Beutespektrums: Videoüberwachung von 5-10 ausgewählten Horsten während der Brut- und Fütterungsperiode
- Ermittlung des außerbrutzeitlichen Beutespektrums: Telemetrische Untersuchung einzelner Habichte während des Winters
- Bestimmung des Nichtbrüteranteils: Umfangreiches Beringungsprogramm und anschließendes Monitoring der Population. Einsatz von Telemetrie in Teilgebieten.

## 5 Dank

Die diesem Bericht zugrunde liegenden Daten aus dem Zeitraum von 1970 bis 2009 wurden von insgesamt 33 Ornithologen zur Verfügung gestellt. Den Damen und Herren E. Buob, Hr. Buckmeier, C. Bräutigam, C. Catoni, C. Dietz, V. Dorka, K. Echle, W. Finkbeiner, M. Förschler, U. Göttert, A. Gorth, G. & S. Gretza, A. Hachenberg, U. Hollmann, J. Kläger, A. Kolb, J. Krumnow, R. Kull, A. Lämmert, H. Laser, J. Müller, H. Pfau, B. Röhler, K. Roth, M. Salcher, F. Schefhold, I. Schunger, V. Späth, H. Stadelmaier, B. Walter und F. Wichmann sei für die Überlassung des zum Teil äußerst umfangreichen Materials herzlichst gedankt.

Die digitalen Daten zu Waldstrukturen und Auerhuhngebieten wurden von der FVA Freiburg zur Verfügung gestellt, die Daten zur Fichtenmast von der Staatsklenge Nagold, RP Freiburg, bezogen. Dem Landesjagdverband Baden-Württemberg danken wir für den Aufruf zur Mitwirkung der Jägerschaft bei der Datenerhebung. Für die kritische Durchsicht des Manuskripts danken wir Nils Anthes, Mark Förschler und Gabriel Hermann.

Die Studie wurde am Arbeitsbereich Wildtierökologie und Wildtiermanagement der Universität Freiburg durchgeführt und vom Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (MLR) aus Mitteln der Jagdabgabe gefördert.

## 6 Literatur

- Angelstam, P. (1984): Sexual and seasonal differences in mortality of the black grouse *Tetrao tetrix* L. *Ornis Scandinavica* 15:123-134.
- Angelstam, P. (1986): Predation on ground nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47:365-373.
- Angelstam, P., Lindström, E. & Widen, P. (1984): Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* 62:199-208.
- Anonymus (1989): Goshawk breeding habitat in lowland Britain. *British Birds* 82:56-67.
- Anonymus (1990): Breeding biology of goshawks in lowland Britain. *British Birds* 83:527-540.
- Bauer, H.-G., Fiedler, W. & Bezzel, E. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Band 2, Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 326-329.
- Bednarek, W. (1975): Vergleichende Untersuchungen zur Populationsökologie des Habichts (*Accipiter gentilis*): Habitatbesetzung und Bestandesregulation. *Deutscher Falkenorden Jahrbuch* (1975): 47-53.
- Beier, P. (1995): Influence of vegetation structure on selection of foraging habitat by northern goshawks in a ponderosa pine forest. *Journal of Raptor Research* 29:41.
- Beier, P. & Drennan, J.E. (1997): Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. *Ecological Applications* 7:564-571.
- Bergo, G. (1992): Bestandsstorrelse, reirhabitat og reproduktionsbiologi hjå honsehauk. *Fylkesmannen i Hordaland, miljøvernvedelingsa*. R-NR 5/92.
- Bezzel, E., Rust, R. & Kechele, W. (1997): Revierbesetzung, Reproduktion und menschliche Verfolgung in einer Population des Habichts *Accipiter gentilis*. *Journal für Ornithologie* 138:413-441.
- Bezzel, E., Rust, R. & Kechele, W. (1997): Nahrungswahl südbayerischer Habichte *Accipiter gentilis* während der Brutzeit. *Ornithologischer Anzeiger* 36:19-30.
- Bielanski, W. (2006): Nesting preferences of common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis* in forest stands of different structure. *Biologia* 61:597-603.
- Bijlsma, R.G. (1991): Trends in European Goshawks (*Accipiter gentilis*): an overview. *Bird Census News* 4:3-47.
- Bollmann, K. (2003): Drei Waldhühner mit unterschiedlichen Ansprüchen. Selten, seltener, am seltensten. *Ornis* 4:4-9.
- Boyce, D.A., Kennedy, P.L., Beier, P. et al. (2005): When are goshawks not there? Is a single visit enough to infer absence at occupied nest areas. *Journal of Raptor Research* 39:296-302.
- Bright-Smith, D.J. & Mannan, R.W. (1994): Habitat use by breeding male Northern Goshawks in Northern Arizona. *Studies in Avian Biology* 16:58-65.
- Brüll, H. (1953): Die Greifvögel im Niederwildrevier. Merkblätter des Niederwildausschusses des DJV. Nr. 9. Meyer-Verlag, München.
- Brüll, H. (1964): Das Leben deutscher Greifvögel. Stuttgart, Fischer
- Byholm, P., Ranta, E., Kaitala, V., Linden, H., Saurola P. & Wikman, M. (2002): Resource availability and goshawk offspring sex ratio variation: a large-scale ecological phenomenon. *Journal of Animal Ecology* 71:994-1001.
- Byholm, P. & Nikula, A. (2007): Nesting failure in Finnish Northern Goshawks *Accipiter gentilis*: incidence and cause. *Ibis* 149:597-604.
- Byholm, P., Nikula, A., Kentta, J. & Taivalmäki, J.-P. (2007): Interactions between habitat heterogeneity and food affect reproductive output in a top predator. *Journal of Animal Ecology* 76:392-401.
- Byrom, A.E., Karels, T.J., Krebs, C.J. & Boonstra, R. (2000): Experimental manipulation of predation and food supply of arctic ground squirrels in the boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 78:1309-1319.
- Cooper, J.E. & Petty, S.J. (1988): Trichomoniasis in free-living Goshawks *Accipiter gentilis* from Great Britain. *Journal of Wildlife Diseases* 24:80-87.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (1980): The birds of the Western Palearctic. Vol. 2, Oxford.
- Crocker-Bedford, D.C. (1990): Goshawk reproduction and forest management. *Wildlife society Bulletin* 18:262-269.
- Desimone, S.M. & DeStefano, S. (2005): Temporal patterns of northern goshawk nest area occupancy and habitat: a retrospective analysis. *Journal of Raptor Research* 39:310-323.
- DeStefano, S. & McCloskey, J. (1997): Does vegetation structure limit the distribution of Northern Goshawks in the Oregon Coast Ranges? *Journal of Raptor Research* 31:34-39.
- Detrich, P.J. & Woodbridge, B. (1994): Territory fidelity, mate fidelity, and movements of color-marked Northern Goshawks in the southern-

- central Cascades of California. *Stud. Avian Biol.* 16:133-136.
- Dewey, S.R., Kennedy, P.L. & Stephens, R.M. (2003): Are dawn vocalization surveys effective for monitoring goshawks nest-area occupancy. *Journal of Wildlife Management* 67:390-397.
- Dietzen, W. (1978): Der Brutbiotop des Habichts *Accipiter gentilis* in drei Gebieten Bayerns. *Ornithologischer Anzeiger* 17:141-159.
- Dobler, G. (1990): Brutbiotop und Territorialität bei Habicht (*Accipiter gentilis*) und Rotmilan (*Milvus milvus*). *Journal für Ornithologie* 131:85-93.
- Doyle, F.I. & Smith, J.M.N. (19994): Population responses of Northern Goshawks to the 10-year cycle in numbers of snowshoe hares. *Studies in Avian Biology*. 16:122-129.
- Errington, P.L. (1932): Technique of raptor food habits study. *Condor* 34:75-86.
- Errington, P.L. (1956): Factors limiting higher vertebrate populations. *Science* 124:304-307.
- Forsman, D. & Ehrnsten, B. (1985): Is the goshawk *Accipiter gentilis* declining? *Lintumies* 20:83-88.
- Garrigues, R., Martinez, R. & Morata, J.A. (1990) : Introduccion al estudio biologia del Azor Comun (*Accipiter gentilis*) en Albacete. *Revista de Estudios Albacetenses* 27:123-162.
- Gatter, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. *Aula-Verlag, Wiebelsheim*, S.456-457.
- Gatto, A.E., Grubb, T.G. & Chambers, C.L. (2005): Red-tailed Hawk dietary overlap with Northern Goshawk on the Kaibab Plateau, Arizona. *Journal of Raptor Research* 39:439-444.
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. & Bernhauer, W. (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4: Greifvögel. *Accipiter gentilis* – Habicht (mit Beiträgen von H. Brüll) *Akad. Verl. Ges. Wiesbaden*, S. 444-477.
- Goszczynski, J. & Pilatowski, T. (1986): Diet of the common buzzard (*Buteo buteo* L.) and goshawk (*Accipiter gentilis* L.) in the nestling period. *Ekologia Polska* 34:655-657.
- HANTGE, E. (1980): Untersuchungen über den Jagderfolg mehrere europäischer Greifvögel. *Journal für Ornithologie* 121:200-207.
- Hargis, C.D., McCarthy, C. & Perloff, R.D. (1994): Home ranges and habitat use of Northern Goshawks in eastern California. *Studies in Avian Biology* 16:66-74.
- Haukioja, E. & Haukioja, M. (1970): Mortality rates of Finnish and Swedish goshawks (*Accipiter gentilis*). *Finnish Game Research* 31:13-20.
- Höglund, N. (1964): Über die Ernährung des Habichts (*Accipiter gentilis* L.) in Schweden. *Viltrevy* 2:271- 328.
- Hölzinger, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. *Ulmer, Karlsruhe*, 1420 S.
- Hölzinger, J. & Boschert, M. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. **Bd.2 Nicht-Singvögel**. *Stuttgart, Ulmer*, 880 S.
- Hubbs, A.H. & Boonstra, R. (1997): Population limitation in Arctic ground squirrels: effects of food and predation. *Journal of Animal Ecology* 66:527-541.
- Hunt, W.G. (1998): Raptor floaters at Moffat's equilibrium. *Oikos* 82:191-197
- Johansen, H.-M., Selas, V., Fagerland, K., Johnsen, J.T., Sveen, B.-A., Tapia, L. & Steen, R. (2007): Goshawk diet during the nestling period in farmland and forest-dominated areas in southern Norway. *Ornis Fennica* 84:181-188.
- Kass, R.E. & Raftery, A.E. (1995): Bayes factors. *Journal of the American Statistical Association* 90:773-795.
- Kennedy, P.L. (1991): Reproductive strategies of Northern Goshawks and Cooper's Hawks in north-central Mexico. *Phd thesis*. *Utah State University, Logan*.
- Kennedy, P.L. & Stahlecker, D.W. (1993): Responsiveness of nesting Northern Goshawks to taped broadcasts of three conspecific calls. *Journal of Wildlife Management* 57:259-257.
- Kenntner, N., Krone, O., Altenkamp, R. & Tataruch, F. (2003): Environmental contaminants in liver and kidney of free-ranging Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) from three regions of Germany. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45:128-135.
- Kenward, R.E. (1977): Predation on released Pheasants (*Phasianus colchicus*) by Goshawks (*Accipiter gentilis*) in central Sweden. *Viltrevy* 10:79-112.
- Kenward, R.E. (1979): Winter predation by Goshawks in lowland Britain. *British Birds* 72:64-73.
- Kenward, R.E. (1982): Goshawk hunting behaviour, and range size as a function of food and habitat availability. *Journal of Animal Ecology* 51:69-80.
- Kenward, R.E. (1986): Problems of Goshawk predation on pigeons and other game. *Proceedings of the International Ornithology Congress* 18:666-678.
- Kenward, R.E., Marcström, V. & Kalbrom, M. (1981): Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. *Journal of Wildlife Management* 45:397-408.
- Kenward, R.E., Marcström, V. & Kalbrom, M. (1993): Post-nestling behaviour in goshawks, *Accipiter gentilis*: I. The cause of dispersal. *Animal Behaviour* 46:365-370.
- Kenward, R.E., Marcström, V. & Kalbrom, M. (1993): Post-nestling behaviour in goshawks, *Accipiter gentilis*: II. Sex differences in sociality and nest switching. *Animal Behaviour* 46:371-378.

- Kenward, R.E., Marström, V. & Kalbrom, M. (1999): Demographic estimates from radio-tagging: models of age-specific survival and breeding in the goshawk. *Journal of Animal Ecology* 68:1020-1033.
- Kenward, R.E. & Widen, P. (1989): Do Goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation lessons from radio tracking. In: Meyburg, B.-U. & Chancellor, R.D. (eds): *Raptors in the modern world*. WWGBP, Berlin, S. 561-567.
- Korpimäki, E. & Krebs, C.J. (1996): Predation and population cycles of small mammals and bird eating raptors in Europe and North America. *Auk* 112:1004-1023.
- Korpimäki, E. & Norrdahl, K. (1998): Experimental reduction of predators reverses the crash phase of small-rodent cycle. *Ecology* 79:2448-2455.
- Kostrzewa, A. (1987): Quantitative Untersuchungen zur Habitattrennung von Mäusebussard (*Buteo buteo*), Habicht (*Accipiter gentilis*) und Wespenbussard (*Pernis apivorus*). *Journal für Ornithologie* 128:209-229.
- Kostrzewa, A. (1996): A comparative study of nest-site occupancy and breeding performance as indicators for nesting-habitat quality in three European raptor species. *Ethology, Ecology & Evolution* 8:1-18.
- Kramer, V. (1955): *Habicht und Sperber*. Wittenberg, Lutherstadt.
- Kramer, V. (1973): *Habicht und Sperber*. Wittenberg, Lutherstadt.
- Krebs, C.J., Boutin, S., Boonstra, R., Sinclair, A.R.E., Smith, J.N.M., Dale, M.R.T., Martin, K. & Turkington, R. (1995): Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* 269:1112-1115.
- Krüger, O. & Stefener, U. (1996): Nahrungsökologie und Populationsdynamik des Habichts *Accipiter gentilis* im östlichen Westfalen. *Vogelwelt* 117:1-8.
- Krüger, O. & Lindström, J. (2001): Habitat heterogeneity affects population growth in goshawks. *Journal of Animal Ecology* 70:173-181.
- Krüger, O. (2002): Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*. *Ecography* 25:523-532.
- Krüger, O. (2007): Long-term demographic analysis in goshawk *Accipiter gentilis*: the role of density dependence and stochasticity. *Oecologia* 152:459-471.
- Levins, R. (1968): *Evolution in changing environments*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ, USA.
- Lindell, L. (1984): Duvhökens häckningsmiljö på södra Öland. *Var Fagelvärd* 43:317.
- Linden, H. & Rajala, P. (1981): Fluctuations and long-term trends in the relative densities of tetraoid populations in Finland 1964-1977. *Finnish Game Research* 39:13-34.
- Linden, H. & Wikman, M. (1980): Brood size of the goshawk in relation to tetranoid densities. *Suomen Riista* 27:63-69.
- Linden, H. & Wikman, M. (1983): Goshawk predation on tetranoids: availability of prey and diet of the predator in the breeding season. *Journal of Animal Ecology* 52:953-968.
- LÖHMUS, A. (2006): Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences Biology Ecology* 55:31-50.
- McClaren, E.L., Kennedy, P.L. & Chapman, P.L. (2003): Efficacy of male goshawk food-delivery calls in broadcast surveys on Vancouver Island. *Journal of Raptor Research* 37:198-208.
- Manosa, J. (1994): Goshawk diet in a Mediterranean area of Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 28:84-92.
- Marström, V. & Kenward, R.E. (1981): Movements of wintering goshawks in Sweden. *Swedish Game Research* 12:1-35.
- Marström, V., Kenward, R.E., & Engren, E. (1988): The impact of predation on boreal tetranoids during vole cycles: an experimental study. *Journal of Animal Ecology* 57:859-872.
- Marquiss, M. & Newton, I. (1982): The Goshawk in Britain. *British Birds* 75:243-260.
- Marti, C.D., Korpimäki, E. & Jaksic, F.M. (1993): Trophic structure of raptor communities: A three-continent comparison and synthesis. *Current Ornithology* 10:47-137.
- Maumary, L., Valloton, L. & Knaus, P. (2007): Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, and Nos Oiseaux, Montmolin.
- McCune, B. (2004): Nonparametric Multiplicative Regression for Habitat Modeling. <<http://www.pcord.com/NPMRintro.pdf>>
- Milonoff, M. (1994): An overlooked connection between Goshawks and tetranoids-corvids. *Suomen Riista* 46:27-36.
- MÖLLER, A.P., COUDERC, G. & NIELSEN, J.T. (2009): Viability selection on prey morphology by a generalist predator. *Journal of Evolutionary Biology* 22:1234-1241.
- Mönkkönen, M., Tornberg, R. & Väisänen, P. (2000): Goshawks may reduce predation rates on bird's nests. *Suomen Riista* 46:27-36.
- Mönkkönen, M., Husby, M., Tornberg, R., Helle, P. & Thomson, R.L. (2007): Predation as a landscape effect: the trading off by prey species between predation risks and protection benefits. *J. Anim. Ecol.* 76:149-163.
- Newton, I. (1993): Predation and limitation of bird numbers. *Current Ornithology* 11:143-198.

- Nielsen, J.T. & Drachmann, J. (1997): Prey selection of Goshawks *Accipiter gentilis* during the breeding season in Vendsyssel, Denmark. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 93:85-90.
- Oelke, H. (1980): 4.1 Siedlungsdichte. In: Berthold, P., Bezzel, E. & Thielcke, G. (Hrsg.): Praktische Vogelkunde. S. 34-45; Kilda-Verlag, Greven.
- Opdam, P. (1975): Inter- and intraspecific differentiation with respect to feeding ecology in two sympatric species of the genus *Accipiter*. Ardea 63:30-54.
- Opdam, P., Thissens, J., Verschuren, P. & Müskens, G. (1977): Feeding ecology of a population of Goshawks. Journal of Field Ornithology 118:35-51.
- Padiál, J.M., Barea, J.M., Contreras, F.J., Avila, E. & Perez, J. (1998): Dieta del azor comun (*Accipiter gentilis*) en las Sierras Beticas de Granada durante el periodo de reproducción. Ardeola 45:55-62.
- Park, K.J., Graham, K.E., Calladine, J. & Wernham, C.W. (2008): Impacts of bird of prey on gamebirds in the UK: a review. Ibis 150:9-26.
- Pech, R.P., Sinclair, A.R.E. & Newsome, A.E. (1995): Predation models for primary and secondary prey species. Wildlife Research 22:55-64.
- Penteriani, V. (1997): Long-term study of a goshawk breeding population on a Mediterranean mountain (Abruzzi Apennines, central Italy): density, breeding performance and diet. Journal of Raptor Research 31:308-312.
- Penteriani, V. (2002): Goshawk nesting habitat in Europe and North America: a review. Ornis Fennica 79:149-163.
- Penteriani, V. & Favre, B. (2001): Effects of harvesting timber stands on goshawk nesting in two European areas. Biological Conservation 101:211-216.
- Penteriani, V., Faivre, B., Mazuc, J. & Cezilly, F. (2002): Pre-laying vocal activity as a signal of male nest stand quality in goshawks. Ethology, Ecology & Evolution 14:9-17.
- Petty, S.J., Anderson, D.I.K., Davison, M., Little, B., Sherratt, T.N., Thomas, C.J. & Lambin, X. (2003): The decline of Common Kestrel *Falco tinnunculus* in a forested area of northern England: the role of predation by Northern Goshawk *Accipiter gentilis*. Ibis 145:472-483.
- Poirazidis, K., Goutner, V., Tsachalidis, E. & Kati, V. (2007): Comparison of nestsite selection patterns of different sympatric raptor species as a tool for their conservation. Animal Biodiversity and Conservation 30:131-145.
- Ranta, E., Byholm, P., Kaitala, V., Saurola, P. & Linden, H. (2003): Spatial dynamics in breeding performance of a predator: the connection to prey availability. Oikos 102:391-396.
- Ratcliffe, D.A. (1970): Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. Journal of Applied Ecology 7:67-115.
- Reif, V., Tornberg, R. & Huhtala, K. (2004): Juvenile grouse in the diet of some raptors. Journal of Raptor Research 38:243-259.
- Reynolds, R.T. (1972): Sexual dimorphism in Accipiter hawks: a new hypothesis. Condor 74:191-197.
- Reynolds, R.T. & Meslow, E.C. (1984): Partitioning of food and niche characteristics of coexisting *Accipiter* during breeding. Auk 101:761-779.
- Reynolds, R.T., Graham, R.T., Reiser, M.H., Bassett, R.L., Kennedy, P.L., Boyce, D.A. et al. (1992): Management recommendations for the Northern Goshawk in the southwestern states. USDA Forest Service, Gen. Tec. Rep. RM-217, Ft. Collins, CO.
- Reynolds, R.T. & Leslie, D.G. (1994): Nest productivity, fidelity and spacing of Northern Goshawks in Arizona. Studies in Avian Biology 16:106-113.
- Reynolds, R.T., Wiens, J.D., Joy, S.M. & Salafsky, S.R. (2005): Sampling considerations for demographic and habitat studies of Northern Goshawks. Journal of Raptor Research 39:274-285.
- Rust, R. & Kechele, W. (1996): Altersbestimmung von Habichten *Accipiter gentilis*: Langfristige Vergleiche gemauserter Handschwinge. Ornithologischer Anzeiger 35:75-83.
- Rutz, C. (2003): Assessing the breeding season diet of goshawks *Accipiter gentilis*: biases of plucking analysis quantified by means of continuous radio-monitoring. Zoological Journal of the Linnean Society 259:209-217.
- Rutz, C. (2004): Breeding season diet of Northern Goshawk in the city of Hamburg, Germany. Corax 19:311-322.
- Rutz, C. (2006): Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. Ardea 94:185-202.
- Rutz, C., Bijlsma, R.G., Marquiss, M. & Kenward, R.E. (2006): Population limitation in the Northern Goshawk in Europe: a review with case studies. Studies in Avian Biology 31:159-197.
- Rutz, C., Whittingham, M.J. & Newton, I. (2006): Age-dependent diet choice in an avian top predator. Proceedings of the Royal Society of London, Series B 273:579-586.
- SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 881 S.
- Salafsky, S.R., Reynolds, R.T. & Noon, B.R. (2005): Patterns of temporal variation in goshawk reproduction and prey resources. Journal of Raptor Research 39:237-246.
- Saurola, P. (1985): Finish birds of prey: status and population changes. Ornis Fennica 62:64-72.

- Schnurre, O. (1973): Ernährungsbiologische Studien an Greifvögeln der Insel Rügen. *Beiträge zur Vogelkunde* 19:1-16.
- Selas, V. (1997): Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. *Journal of Raptor Research* 31:16-25.
- Selas, V. (1998): Does food competition from red fox (*Vulpes vulpes*) influence the breeding density of goshawks (*Accipiter gentilis*)? Evidence from a natural experiment. *Zoological Journal of the Linnean Society* 246:325-335.
- Selas, V. & Kalas, J.A. (2007): Territory occupancy rate of goshawks and gyrfalcon: no evidence of delayed numerical response to grouse numbers. *Oecologia* 153:555-561.
- Siders, M.A. & Kennedy, P.L. (1996): Forest structural characteristics of *Accipiter* nesting habitat: is there an allometric relationship? *Condor* 98:123-132.
- Slagsvold, T. & Sonerud, G.A. (2007): Prey size and ingestion rate in raptors: importance for sex roles and reversed sexual dimorphism. *Journal of Avian Biology* 38:650-661.
- Squires, J.R. & Kennedy, P.L. (2006): Northern Goshawk ecology: An assessment of current knowledge and information needs for conservation and management. *Studies in Avian Biology* 31:8-62.
- Storaas, T., Kastdalen, L. & Wegge, P. (1999): Detection of grouse by mammalian predators: a possible explanation for higher brood losses in fragmented landscapes. *Wildlife Biology* 5:187-192.
- STORCH, I. (2002): Linking a multiscale habitat concept to species conservation. In: Bissonette, J. & Storch, I. (Hrsg.): *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Washington, USA, 480 S.
- Storer, R.W. (1966): Sexual dimorphism and food habits in three North American Accipiters. *Auk* 83:423-436.
- Suchant, R. & Braunisch, V. 2008. Rahmenbedingungen und Handlungsfelder für den Aktionsplan Auerhuhn – Grundlagen für ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Auerhuhnpopulation im Schwarzwald. Broschüre, Hrsg. AGR und FVA Freiburg, Baden-Württemberg.
- Sulkava, S. (1964): Zur Nahrungsbiologie des Habichts *Accipiter gentilis* (L.). *Aquilo Series Zoologica* 3:1-103.
- Sulkava, S., Linkola, P. & Lokki, H. (2006): The diet of the goshawk *Accipiter gentilis* during nesting season in Häme (Southern Finland). *Suomen Riista* 52:85-96.
- Sunde, P. (2002): Starvation mortality and body condition of goshawks *Accipiter gentilis* along a latitudinal gradient in Norway. *Ibis* 144:301-310.
- Tapper, S.C., Potts, G.R. & Brockless, M.H. (1996): The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges (*Perdix perdix*). *Journal of Applied Ecology* 33:965-978.
- Thiollay, J.M. (1967): *Ecologie d'une population de rapaces diurnes en Lorraine. Terre et Vie* 21:116-183.
- Thirgood, S.J., Redpath, S.M., Rothery, P. & Aebischer, N. (2000): Raptor predation and population limitation in red grouse. *Journal of Animal Ecology* 69:504-516.
- Tinbergen, L. (1936): Gegevens over het voedsel van Nederlandse Haviken (*Accipiter gentilis gallinarum* (Brehm)). *Ardea* 25:195-200.
- Tornberg, R. (1997): Prey selection of the Goshawk *Accipiter gentilis* during the breeding season: the role of prey profitability and vulnerability. *Ornis Fennica* 74:15-28.
- Tornberg, R. (2001): Pattern of goshawk *Accipiter gentilis* predation in four forest grouse species in northern Finland. *Wildlife Biology* 7:245-256.
- Tornberg, R. & Colpaert, A. (2001): Survival, ranging, habitat choice and diet of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in northern Finland. *Ibis* 143:41-50.
- Tornberg, R., Mönkkönen, M. & Kivela, S. (2009): Landscape and season effects on the diet of Goshawk. *Ibis* 151:396-400.
- Tornberg, R. & Reif, V. (2007): Assessing the diet of birds of prey: a comparison of prey items found in nests and images. *Ornis Fennica* 84:21-31.
- Tornberg, R. & Sulkava, S. (1991): The effect of changing tetranoid populations on the nutrition and breeding success of the Goshawk (*Accipiter gentilis*) in Northern Finland. *Aquilo Series Zoologica* 28:23-33.
- Toyne, E.P. (1998): Breeding season diet of the Goshawk *Accipiter gentilis* in Wales. *Ibis* 140:569-579.
- Uttendörfer, O. (1939): *Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihrer Bedeutung in heimischer Natur*. Verl. Neumann, Neudamm.
- Uttendörfer, O. (1952): *Neue Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen*. Stuttgart.
- Valkama, J. & Korpimäki, E. (2002): Ecological background of the raptor-gamebird conflict: raptors as limiting factors of gamebird populations. *Reconciling Gamebird Hunting and Biodiversity (REGHAB)*. Report on Workpackage 3:1-53.
- Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Manosa, S., Redpath, S.M., Thirgood, S. & Vinuela, J. (2005): Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Reviews* 80:171-203.
- van Beusekom, C.F. (1972): Ecological isolation with respect of food between Sparrowhawk and Goshawk. *Ardea* 60:72-96.

- Verdejo, J. (1994): Datos sobre la reproducción y alimentación del Azur Comun (*Accipiter gentilis*) en un área mediterránea. *Ardeola* 41:37-43.
- Watson, J.W., Hays, D.W., Finn, S.P. & Meehan-Martin, P. (1998): Prey of breeding Northern Goshawks in Washington. *Journal of Raptor Research* 32:297-305.
- Watson, J.W., Hays, D.W. & Pierce, D.J. (1999): Efficacy of Northern Goshawk broadcast surveys in Washington State. *Journal of Wildlife Management* 63:98-106.
- Wegge, P. (1984): Naturlig dödelighet hos storfugl gjenom aret på Östlandet. *Viltrapport* 36:76-80.
- Widen, P. (1984): Activity patterns and time budgets in the goshawk *Accipiter gentilis* in a boreal forest area of central Sweden. *Ornis Fennica* 61:109-112.
- Widen, P. (1985): Breeding and movement of goshawks in during breeding season in southwestern Finland 1969-1977. *Suomen Riista* 28:86-96.
- Widen, P. (1985): Breeding and movements of goshawks in boreal forests in Sweden. *Holarctic Ecology* 8:273-279.
- Widen, P. (1989): The hunting habitats of goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forest of central Sweden. *Ibis* 131:205-231.
- Widen, P. (1987): Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. *Holarctic Ecology* 10:104-109.
- Widen, P. (1989): The hunting habitats of Goshawks (*Accipiter gentilis*) in boreal forests of central Sweden. *Ibis* 131:205-213.
- Widen, P. (1997): How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia. *Journal of Raptor Research* 31:107-113.
- Wikman, M. & Tarsa, V. (1980): Food habits of goshawks during the breeding season in southwestern Finland 1968-1977. *Suomen Riista* 27:63-68.
- Woodbridge, B. & Detrich, P. (1994): Territory occupancy and habitat patch size of Northern Goshawks in southern Cascades of California. *Studies in Avian Biology* 16:83-87.
- Wyrwoll, T. (1977): Die Jagdbereitschaft des Habichts (*Accipiter gentilis*) in Beziehung zum Horstort. *Journal für Ornithologie* 118:21-34.
- Ziesemer, F. (1983): Untersuchungen zum Einfluss des Habichts (*Accipiter gentilis*) auf Populationen seiner Beute. *Beiträge zur Wildbiologie*, Heft 2. Universität Kiel.